

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Avaliação Ambiental e Económica das Externalidades na Análise de Ciclo de Vida:
o caso dos óleos usados em Portugal**

Hugo Miguel Picardo Rosa

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Gestão e Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Doutor Rui Ferreira dos Santos

Lisboa
2009

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Rui Santos, desejo expressar o meu reconhecimento e agradecimento, não só pela orientação do trabalho, mas também pelas sugestões, incentivos e ideias que vieram a ser exploradas nesta dissertação.

À Professora Doutora Graça Martinho, desejo expressar o meu agradecimento pela orientação e possibilidade de integrar a equipa de investigação do projecto ATVOU, entre a Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Sogilub.

Às minhas colegas da equipa de investigação do projecto ATVOU, Ana Pires, Catarina Cotrim, Betina Alcobia e Luanha Saraiva, pelo apoio que sempre me prestaram, pelas inúmeras ideias sugeridas e pela motivação nos momentos de desânimo.

Aos meus colegas e amigos da Faculdade de Ciências e Tecnologias agradeço o apoio, amizade e carinho que sempre demonstraram, em especial ao Mário Ferreira, pelo companheirismo sempre revelado.

Aos meus colegas da Gibb Portugal agradeço o apoio e amizade, em especial à Maria João Brito, ao Rui Araújo e à Margarida Abrantes, pelos conselhos e ajuda ao longo deste processo.

A todos os meus amigos do Barreiro, agradeço por nunca me terem deixado de apoiar e motivar, e sobretudo pela amizade sempre demonstrada.

E o meu agradecimento muito especial à minha Mãe, ao meu Pai, à minha irmã e à minha namorada Joana, por tudo o que sempre fizeram e por nunca terem deixado de acreditar em mim, a quem dedico este trabalho.

Resumo

O crescimento da população e das actividades económicas, associados às alterações dos padrões de produção e consumo, conduziu ao aumento do consumo de recursos naturais e da geração de resíduos, criando problemas ambientais e exigindo a adopção de novas políticas e procedimentos de gestão. Os óleos usados constituem um tipo de resíduo que requer uma atenção particular, nomeadamente devido aos impactes negativos que potencialmente podem gerar na saúde e no ambiente. Por essa razão, têm vindo a ser analisadas diversas alternativas para a valorização e tratamento destes resíduos, com o objectivo de promover a sua adequada gestão.

Este trabalho aborda a política de gestão de óleos usados, avaliando aspectos ambientais, económicos e sociais, associados ao seu ciclo de vida, e contemplando diversas alternativas de valorização e tratamento, com particular atenção na opção de regeneração por usualmente ser considerada como uma boa prática ambiental.

Em termos metodológicos é explorada a utilização da abordagem da Avaliação de Ciclo de Vida, que permite inventariar os fluxos estabelecidos e avaliar os impactes ambientais do sistema. Esta abordagem é complementada com a perspectiva da Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida (*Life-Cycle Costing Analysis*), que visa a avaliação económica dos aspectos relevantes, incluindo os custos internos e as externalidades, que são frequentemente ignoradas.

A metodologia proposta é aplicada a um caso de estudo para Portugal, sendo avaliadas as etapas que integram o ciclo de vida dos óleos usados no âmbito do sistema integrado de gestão, de forma a identificar a opção de destino final mais favorável na perspectiva ambiental.

Os resultados obtidos permitem concluir que a regeneração é a alternativa que gera menores custos ambientais, sendo, nessa perspectiva, a melhor solução de valorização dos óleos usados, confirmando a hierarquização estabelecida na política comunitária e nacional.

Abstract

The growth of the population and the economic activities, associates to the modifications of the production standards and consumption, lead to the increase of the consumption of natural resources and the generation of waste, creating environmental problems and demanding the adoption of new politics and procedures of management.

The used oil constitutes a type of waste that requires a particular attention due to the impacts that potentially can generate in the Environment. Therefore, with the objective to promote its appropriate management has come to be analyzed diverse alternatives for the valuation and treatment of these residues.

This work approaches the politics of used oil management, evaluating environmental and economic aspects, associates to its cycle of life. Diverse alternatives of valuation and treatment are analyzed, with particular attention in the option of usually to be considered regeneration as good practical an environmental one.

In methodological terms the use of the approach of the Life-Cycle Assessment is explored, which allows to inventory the established flows and to evaluate the environmental impacts of the system. This analysis is complemented with the perspective of the Life-Cycle Costing Analysis, which it aims at the economic valuation of the important aspects, including the internal costs and the externalities, which frequently are ignored.

The methodology proposal is applied to a case of study for Portugal, having evaluated the stages that integrate the used oil's life cycle in the scope of the integrated system of management, in order to identify the option of more favourable final destination in the environmental perspective.

The obtained results allow concluding that regeneration of used oil for recovery of base oil is the alternative that generates lowest environmental costs, being the best solution for used oil's treatment, supporting the priority given to regeneration in the Community and national politics.

Simbologia e Notações

ACE	Análise Custo-Eficácia
ACCV	Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida (<i>Life-Cycle Costing Analysis</i>)
ACB	Análise de Custo-Benefício
ATVOU	Avaliação das Tecnologias de Valorização de Óleos Usados: avaliação ambiental e económica, realizado pelo DCEA/FCT para a Sogilub
ACT	Avaliação do Custo Total
AlmCV	Avaliação dos Impactes do Ciclo de Vida
BL	Benefício Líquido
CIRVER	Centros Integrados de Recuperação, Valorização e Eliminação de Resíduos
CEE	Comunidade Económica Europeia
CBA	Contabilidade Baseada na Actividade
CCV	Custo de Ciclo de Vida
CTP	Custo Total de Propriedade
EAC	Estrutura de Análise do Custo
FE	Factores de Emissão
GEE	Gases Efeito Estufa
GEIR	Groupement Européen de l'Industrie de la Régénération
IV	Índice de Viscosidade
IEC	International Electrotechnical Commission
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
MTD	Melhores Técnicas Disponíveis
OLV	Óleos Lubrificantes Virgens
OU	Óleo Usado
OCDE	Organização de Cooperação e Desenvolvimento Económico
ISO	Organização Internacional de Normalização
PERSU	Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos
PCIP	Prevenção e Controlo Integrados de Poluição
PIP	Política Integrada do Produto
PAQ	Potencial de Aquecimento Global
PrOU	Produtores de Óleos Usados

RIP	Resíduos Industriais Perigosos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SIGOU	Sistema Integrado de Gestão de Óleos Usados
SOGILUB	Sociedade de Gestão Integrada de Óleos Lubrificantes Usados
UE	União Europeia
VET	Valor Económico Total
VI	Valor Intrínseco

Índice de Matérias

Capítulo 1. Introdução	1
1.1. Âmbito e Objectivos da Investigação	3
1.2. Estrutura de Conteúdos	4
Capítulo 2. Gestão Integrada de Resíduos	7
2.1. Enquadramento Histórico das Práticas de Gestão	7
2.2. Gestão de Resíduos na UE	8
2.2.1. Enquadramento Legal	8
2.2.2. A Hierarquização na Gestão dos Resíduos	10
2.2.3. Princípios Adoptados na Gestão de Resíduos	11
2.2.4. Política Integrada do Produto e a Gestão de Resíduos	11
2.3. Gestão de Resíduos em Portugal	12
2.3.1. Enquadramento Legal e Práticas de Gestão	12
2.3.2. Planos Nacionais de Gestão de Resíduos	13
2.3.3. Centros Integrados de Recuperação, Valorização e Eliminação de Resíduos (CIRVER) no âmbito da estratégia de gestão de resíduos	15
2.4. Classificação de Resíduos	15
2.5. Conclusões do Capítulo 2	16
Capítulo 3. Óleos Lubrificantes Virgens e Óleos Lubrificantes Usados	17
3.1. O que são OLN	17
3.2. Geração de Óleos Lubrificantes Usados	18
3.3. Óleos Lubrificantes Usados	19
3.4. Gestão de Óleos Lubrificantes Usados na UE	20
3.4.1. Enquadramento Legal	20
3.4.2. A Hierarquização na Gestão dos Óleos Lubrificantes Usados	20
3.5. Gestão de Óleos Lubrificantes Usados em Portugal	21
3.6. Etapas do Ciclo de Vida dos Óleos Lubrificantes Usados	22
3.7. Impactes Ambientais associados aos Óleos Usados	29
3.8. Conclusões do Capítulo 3	33
Capítulo 4. Avaliação Física e Económica da Utilização de Recursos Naturais	34
4.1. Avaliação do Ciclo de Vida	35
4.1.1. Famílias das Normas ISO	35
4.1.2. Estrutura Metodológica da Avaliação do Ciclo de Vida	37
4.1.3. Impactes Ambientais e Avaliação Económica	43
4.2. Análise de Custo-Benefício (ACB)	44
4.2.1. Conceito de Externalidade	44
4.2.2. Estrutura Metodológica	45
4.2.3. Valor económico do Activo Ambiental	46
4.3. Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida (ACCV)	50
4.3.1. Variantes da ACCV	53
4.3.2. Custos Internos e Externos	54
4.4. CCV Convencional	56
4.4.1. Aplicações e Elementos de Custos	57
4.4.2. Estrutura Metodológica	58
4.4.3. Modelos de Estimção de Custos	60
4.4.4. Análise de Sensibilidade	62
4.5. CCV Ambiental	62
4.5.1. Complementaridade com ICV	63

4.5.2. Custos Ambientais na Avaliação Económica	64
4.5.3. Etapas a considerar no cálculo de custos ambientais	65
4.5.4. Estrutura Metodológica para o CCV ambiental	67
4.6. CCV Social	70
4.6.1. As externalidades no âmbito do CCV social	71
Avaliação económica das externalidades ambientais.....	72
4.6.2. Monetização das Externalidades Atmosféricas: danos ambientais e controlo de poluição	72
4.6.3. Outras Externalidades Ambientais e Externalidades não ambientais	75
4.6.4. Taxa de actualização no CCV social	75
4.7. Conclusões do Capítulo 4	75
Capítulo 5. Proposta Metodológica para Avaliação Ambiental e Económica das Externalidades no Ciclo de Vida	77
5.1. Avaliação Ambiental do Ciclo de Vida.....	78
5.1.1. Definição do objectivo e âmbito do estudo.....	78
5.1.2. Inventário dos fluxos do ciclo de vida	78
5.1.3. Avaliação dos impactes ocorridos ao longo do ciclo de vida	80
5.1.4. Interpretação dos resultados da avaliação ambiental	81
5.2. Análise Económica do Ciclo de Vida.....	81
5.2.1. Intersecção de CCV ambiental e social.....	81
5.2.2. Inventário de Custos.....	82
5.2.3. Avaliação dos Custos Internos do Ciclo de Vida	83
5.2.4. Avaliação Económica das Externalidades	84
5.3. Conclusões do Capítulo 5	86
Capítulo 6. Metodologia aplicada ao caso de estudo – Gestão Óleos Usados em Portugal.....	87
6.1. Objectivo e Âmbito da Avaliação	87
6.2. Inventário do Ciclo de Vida dos óleos lubrificantes usados	89
6.3. Avaliação dos Impactes do Ciclo de Vida dos óleos lubrificantes usados	92
6.4. Interpretação dos resultados da avaliação ambiental	96
6.5. Cálculo dos Custos Associados ao Ciclo de Vida	96
6.5.1. Custos Internos.....	96
6.5.2. Cálculo de Custos Ambientais	101
6.5.3. Opção de Valorização vs Processo Equivalente	106
6.6. Apresentação de Resultados.....	107
6.7. Conclusões do Capítulo 6	108
Capítulo 7. Discussão de Resultados	109
7.1. CCV Ambiental: Regeneração vs Combustão de Óleos Lubrificantes Usados	109
7.2. CCV Ambiental: Recolha de OU	113
7.3. CCV Ambiental do Transporte de OU	114
7.4. Custo de Ciclo de Vida Convencional.....	116
7.5. Custo Total do Ciclo de Vida	116
7.6. CCV Ambiental: Opção Valorização vs Processo Equivalente.....	118
7.7. Conclusões do Capítulo 7	123
Capítulo 8. Conclusões e Recomendações futuras.....	124
8.1. Conclusões	124
8.2. Recomendações para investigação futura.....	125
Referências Bibliográficas	128

Índice de Figuras

Figura 2-1. Hierarquia de Opções de Gestão de Resíduos (Adaptado de DEFRA, 2007)	10
Figura 4-1. Representação esquemática dos estágios do ciclo de vida genérico de um produto (Ferreira, 2004)	35
Figura 4-2. Representação do Conceito de Valor Económico (Santos <i>et al.</i> , 2001)	47
Figura 4-3. Curva de Procura. (van Breukering <i>et al.</i> 1998)	48
Figura 4-4. Os três tipos de ACCV (SETAC, 2008)	54
Figura 4-5. Metodologia do CCV convencional (Barringer e Weber, 1996)	59
Figura 4-6. Estrutura conceptual do Custo de Ciclo de Vida ambiental (SETAC, 2008)	66
Figura 4-7. Custos do CCV social (White <i>et al.</i> , 1996)	71
Figura 5-1. Esquema da estrutura metodológica a aplicar na Avaliação Ambiental e Económica das Externalidades no Ciclo de Vida	77
Figura 6-1. Representação genérica das fronteiras do sistema relativo à gestão do óleo usado	89
Figura 6-3. Tabela relativa a dados utilizados no cálculo de custos internos da regeneração	99
Figura 7-1. Gráfico relativo aos custos ambientais normalizados da regeneração e combustão de OU	113
Figura 7-2. Representação gráfica dos custos ambientais de cada uma das empresas de recolha estudadas e sua média ponderada	114
Figura 7-3. Representação gráfica dos custos ambientais do transporte de OU pré-tratados para Espanha e Portugal	115
Figura 7-4. Representação gráfica do custo ambiental, convencional e total dos processo de queima e regeneração de OU	117
Figura 7-5. Representação gráfica dos custos internos e externos de cada ciclo de vida do OU	117
Figura 7-6. Representação gráfica dos custos ambientais resultante da queima de combustíveis primários e secundários	119
Figura 7-7. Representação gráfica dos custos ambientais da mistura de combustíveis com e sem OU, onde Solução Óptima=1	120
Figura 7-8. Custos ambientais da regeneração face aos processos equivalentes, onde Solução Óptima =1	121
Figura 7-9. Benefícios líquidos da regeneração e queima de OU face aos processos equivalentes. ...	123

Índice de Quadros

Quadro 3-1. Classificação dos óleos lubrificantes de acordo com ATIEL (SOGILUB, 2006)	18
Quadro 4-1. Lista de categorias de impacte a utilizar no âmbito da fase de AlmCV. Fonte: Udo de Haes <i>et al.</i> , 1999.....	39
Quadro 4-2. Metodologias objectivas de avaliação económica de activos ambientais (Santos <i>et al.</i> , 2001).....	49
Quadro 4-3. Metodologias de Avaliação Subjectiva de activos ambientais (Santos <i>et al.</i> , 2001)	49
Quadro 4-4. Tabela com a Categorias de Actividade para Alocação de Custos (White <i>et al.</i> , 1996)	51
Quadro 5-1. Lista de categorias de impacte a utilizar no âmbito da fase de AlmCV	80
Quadro 5-2. Inventário de custos do CCV convencional e ambiental (White <i>et al.</i> , 1996)	82
Quadro 6-1. Factores de emissão resultantes da propulsão de veículos pesados de mercadorias	91
Quadro 6-2. Dados dos ICV da etapa de transporte de óleos lubrificantes usados.....	92
Quadro 6-3. Dados dos ICV da etapa de recolha de óleos lubrificantes usados	92
Quadro 6-4. Categorias e Indicadores de impactes utilizados, dados de categorias classificados e factores de caracterização (GEIR, 2005).....	93
Quadro 6-5. Hierarquia das Prioridades Ecológicas das Categorias de Impacte (GEIR, 2005).....	94
Quadro 6-6. Resultados da avaliação de impacte das cinco técnicas de acordo com os fluxos de inputs e outputs do sistema regeneração e seus sistemas equivalentes (GEIR, 2005)	95
Quadro 6-7. Resultados da avaliação de impacte das etapas de recolha e transporte de óleos lubrificantes usados	96
Quadro 6-8. CCV convencional da etapa de recolha e transporte.....	97
Quadro 6-9. Custos de Danos por Emissão de Poluentes Atmosféricos (SETAC (2008)	101
Quadro 6-10. Custos de Prevenção para Emissões Atmosféricas (SETAC, 2008)	101
Quadro 6-11. CCV Ambiental calculado para a valorização energética de OU	103
Quadro 6-12. CCV Ambiental calculado para a valorização energética de OU	104
Quadro 6-13. Custo Ambiental estimado para a recolha do OU	105
Quadro 6-14. Custo Ambiental estimado para o transporte de OU pré-tratado	105
Quadro 6-15. Benefícios líquidos ambientais entre a regeneração e os respectivos processos de equivalência.....	107
Quadro 7-2. Impactes do processo de regeneração e combustão de OU.....	109
Quadro 7-3. Custos ambientais dos processos de regeneração e combustão de OU	110
Quadro 7-4. Custo ambiental total dos processos de regeneração e combustão de OU	112
Quadro 7-5. Custo ambiental da regeneração e combustão após a aplicação da Normalização	112
Quadro 7-7. Custos ambientais das cinco empresas e custo ambiental ponderado da etapa de recolha de OU.....	113
Quadro 7-8. Custos ambientais do transporte de OU para Espanha e Portugal.....	115
Quadro 7-9. CCV convencional das etapas que englobam as fronteiras do ciclo de vida do OU	116
Quadro 7-10. Tabela com custos ambientais normalizados resultantes da queima de diferentes tipos de combustíveis.....	118
Quadro 7-11. Consumo de recursos naturais para utilização dos combustíveis. Fonte: GEIR (2005) .	121
Quadro 7-12. Consumo de recursos naturais por parte da regeneração e seus processos equivalentes. Fonte: GEIR (2005).....	122

Capítulo 1. Introdução

A Humanidade, tem desde sempre tentado tirar partido dos recursos naturais que a Natureza disponibiliza. Com o início da era da industrialização, a designada Revolução Industrial, o modelo de desenvolvimento económico adoptado resultou no aumento dos níveis de consumo das matérias-primas (tais como metais, minerais para construção ou madeira), energia e solos, acompanhando o crescimento da população e as necessidades daí geradas (Russo, 2003).

Associado ao desenvolvimento económico e social, o desenvolvimento tecnológico e a alteração dos padrões de produção e consumo também contribuíram para a crescente utilização de recursos.

Uma parte dos recursos utilizados nas diversas actividades é convertida em resíduos e emissões, o que tem vindo a aumentar a quantidade dos resíduos produzidos, surgindo então, a necessidade de se gerir a sua correcta eliminação ou valorização (Salhofer *et al.*, 2005). Verificou-se também o aumento da diversidade e da perigosidade dos resíduos, o que confer maior dificuldade e responsabilidade à gestão (Barroso e Machado, 2005).

A ausência de políticas específicas que permitissem a gestão adequada dos resíduos, resultou na proliferação de lixeiras ou deposição nas linhas de águas, provocando efeitos negativos no meio ambiente.

Para combater esta realidade, a União Europeia (UE) iniciou há mais de três décadas a elaboração de um vasto conjunto de Instrumentos de Política de Ambiente (IPA). Os IPA possuem natureza diversa, incluindo legislação, planos e taxas, permitindo definir as orientações e estabelecer actuações coordenadas nas diversas áreas de intervenção, sendo que o âmbito da política europeia de resíduos tem como objectivo primordial contribuir para a preservação dos recursos naturais.

Dos vários IPA actualmente em vigor, destaca-se a Directiva 2006/12/CE, de 5 de Abril, que estabelece o enquadramento legal do tratamento dos resíduos. A Directiva 2006/12/CE aplica-se especificamente a operações de gestão de resíduos, compreendendo toda e qualquer operação de recolha, transporte, armazenagem, triagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos, bem como, incidindo nas operações de descontaminação de solos e a monitorização dos locais de deposição, após o encerramento das respectivas instalações de gestão de resíduos.

No final de 2008, é aprovada a Directiva 2008/98/CE, de 19 de Novembro, que surge para clarificar conceitos-chave como a definição de resíduo, introduzir uma abordagem que tenha em conta todo o ciclo de vida dos produtos e materiais e não apenas a fase de resíduo. A aprovação desta Directiva resultou em alterações imediatas na Directiva 2006/12/CE.

Com a aprovação da Directiva 2008/98/CE , serão revogadas as Directivas 75/439/CE, 91/689/CEE e a Directiva 2006/12/CE, com efeitos a partir de Dezembro de 2010.

Dos vários resíduos produzidos numa sociedade industrializada, destacam-se os óleos lubrificantes usados. Os óleos lubrificantes usados são resultado de um processo de contaminação ocorrido durante a utilização dos óleos lubrificantes novos (OLN) (Ali *et al.*, 1995), estando categorizados como resíduo perigoso na Lista Europeia de Resíduo (LER). Este facto reforça a obrigatoriedade de se assegurar a sua devida gestão para evitar efeitos negativos no ambiente, resultantes da sua queima ou deposição (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000a).

As políticas de gestão definidas para os óleos lubrificantes usados têm assentado na implementação de sistema integrados de gestão, os quais procuram criar circuitos de recolha selectiva e de encaminhamento para destino final (SOGILUB, 2008).

Aquando da sua aprovação, foi estabelecida na Directiva 75/439/CEE, de 15 de Julho, uma hierarquia relativamente às opções de valorização de Óleos Usados (OU), em que a regeneração é definida como opção prioritária relativamente à reciclagem, reutilização ou queima de OU, política que é assegurada em Portugal através do Decreto-Lei n.º 153/2003, de 11 de Julho. Contudo, como referido anteriormente, com a revogação da Directiva 75/439/CEE pela Directiva 2008/98/CE, o actual princípio actual de hierarquia deixará de vigorar nas políticas de gestão dos OU.

A partir dessa altura, e apesar de continuar a existir uma hierarquia de gestão de resíduos (n.º1 do artigo 4º da Directiva 2008/98/CE), deverão ser os Estados-Membros a definir e incentivar as opções conducentes aos melhores resultados ambientais globais.

No sentido de diminuir a dependência das economias industrializadas relativamente à energia fóssil, foram sendo desenvolvidas tecnologias, nomeadamente no espaço comunitário europeu, que permitem aproveitar as diversas fontes energéticas alternativas e renováveis. No sector industrial esta mudança foi concretizada, essencialmente, através da maior utilização de combustíveis alternativos (e.g., fluxos de resíduos), onde o seu menor valor de mercado, face ao carvão e coque de petróleo, permitiu reduzir os custos operacionais das indústrias (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

A extensão da responsabilização do produtor à etapa de fim-de-vida do produto, assente na Política Integrada do Produto, é um exemplo da acção da UE em matéria de sustentabilidade ambiental. Este instrumento procurou alterar a concepção tradicional do produto, promovendo o *eco-design* e tendo como principais objectivos a redução da utilização de recursos e do impacte ambiental dos resíduos, tendo em vista uma maior utilização recursos sustentáveis (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001a).

Já em 2008, com a aprovação do Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de Julho, relativa à responsabilidade ambiental dos operadores, Portugal deu um passo importante na implementação de um regime de responsabilização atributivo de direitos aos particulares, o qual, na óptica do regulador, constitui um mecanismo economicamente mais eficiente e ambientalmente mais eficaz do que a tradicional abordagem de mera regulação ambiental, comumente designada de comando e controlo (MAOTDR, 2008).

Por outro lado, e se num primeiro momento a construção do direito ambiental se alicerçou sobretudo no princípio da prevenção, actualmente, a par deste princípio, surge como fundamental o princípio da responsabilização, desde logo explicitado na Lei de Bases do Ambiente.

Perante a mais-valia do conhecimento de todo ciclo de vida, foram sendo desenvolvidas técnicas que permitissem identificar e analisar os fluxos do sistema. Daqui resultou a definição da metodologia para efectuar a Análise de Ciclo de Vida (ACV), com a publicação da ISO 14040 em 1997.

Desde esse período, a ACV tornou-se numa ferramenta essencial na gestão ambiental e no auxílio da definição de políticas de gestão de resíduos. Embora num âmbito diferente, já anteriormente à ACV, eram aplicados métodos de avaliação ambiental económica, englobada na Análise de Custo-Benefício (ACB), de forma a estimar os custos das externalidades do sistema, facilitando a comunicação entre os agentes. Contudo, tanto a ACV, como a ACB, foram sendo criticadas por limitarem o âmbito da análise e dificultarem o processo de decisão (GEIR, 2005).

Recentemente, alicerçada na gestão sustentável do ciclo de vida, uma nova abordagem foi sendo implementada. Este conceito traduz-se no alargamento das fronteiras da avaliação, interligando as valências da ACV, da ACB e de práticas de contabilidade financeira interna. Daqui resultou a técnica de Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida (ACCV), a qual permite analisar os impactes ocorridos no âmbito de uma actividade e respectiva monetarização (GEIR, 2005).

1.1. Âmbito e Objectivos da Investigação

As autoridades ambientais na Europa, nomeadamente a Direcção-Geral do Ambiente da União Europeia, pareciam ter a convicção de que a regeneração constituia a melhor solução de valorização de óleos lubrificantes usados, encarando-a como a mais benéfica em termos ambientais, sendo esta política assumida na Directiva 1975/439/CEE. Contudo, a prioridade de política atribuída à regeneração foi sendo posta em causa em estudos e artigos científicos entretanto publicados, embora, deva-se mencionar, os mesmos tendam a ignorar a dimensão económica dos impactes ambientais, não direccionando a análise para lá das fronteiras do ciclo de vida do OU de forma a abranger os custos das externalidades de cada processo (GEIR, 2005).

A divergência entre a hierarquia estabelecida na Directiva 1975/439/CEE e as conclusões apresentadas em alguns estudos, nomeadamente o estudo Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente (2001), assim como o facto de a partir de Dezembro de 2010 serem os Estados-Membros a definirem quais as opções conducentes aos melhores resultados ambientais globais, tendo em conta as suas realidades, constitui a motivação para o presente trabalho, e limita o seu âmbito. Assim, pretende-se contribuir para o estudo dos impactes ambientais negativos e positivos, ou dito de outro modo, dos custos e benefícios ambientais que a regeneração de OU promove face às restantes opções de valorização, focando a análise na realidade portuguesa, nomeadamente no Sistema Integrado de Gestão de OU (SIGOU).

Este trabalho científico resulta de dois objectivos distintos. O primeiro objectivo da pesquisa consiste na identificação da opção de valorização de óleos lubrificantes usados que conduz a menores custos ambientais (no âmbito do SIGOU), complementando a análise com a estimativa dos respectivos custos financeiros, com o propósito de estimar o custo total associado ao ciclo de óleo usado. O segundo objectivo refere-se à comparação entre as opções de valorização e respectivos processos de equivalência (e.g., regeneração de OU vs produção de OLN), com o intuito de identificar o processo que conduz a menores efeitos negativos no ambiente (se a gestão do resíduo ou se a produção de novos produtos).

Refira-se que face aos objectivos estabelecidos e por serem frequentemente ignoradas nas avaliações efectuadas, será dada maior relevância à análise das externalidades ambientais.

Em termos metodológicos é explorada a utilização da abordagem da Avaliação de Ciclo de Vida, que permite inventariar os fluxos estabelecidos e avaliar os impactes ambientais do sistema. Esta abordagem é complementada com a perspectiva da Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida (Life-Cycle Costing Analysis), que visa a monetarização dos aspectos relevantes, incluindo os custos internos e as externalidades, que são frequentemente ignoradas, de modo a calcular o custo total do ciclo de vida.

A função do sistema estudado é a gestão do OU e a sua unidade funcional consiste na gestão de 1 tonelada de OU. O fluxo de referência constitui-se pelos *inputs* requeridos e pelas emissões e resíduos gerados nas etapas analisadas.

1.2. Estrutura de Conteúdos

O documento inclui, para além do presente capítulo, outros sete capítulos, que se passam a apresentar de forma sintética.

O **Capítulo 2** centra-se na produção e gestão de resíduos, em geral. É apresentado o enquadramento legal a nível europeu e nacional, onde se destaca a estratégia de hierarquização de opções de gestão. Referem-se os instrumentos que têm permitido desenvolvimentos e a adopção de melhores soluções, e procede-se à categorização dos resíduos.

No **Capítulo 3** caracterizam-se os óleos lubrificantes virgens, as suas aplicações e o processo de contaminação, que origina o OU, introduzindo a gestão dos OU. É realizado um enquadramento legal europeu e nacional, e são descritas as estratégias e instrumentos adoptados para este tipo particular de resíduos. Descreve-se a gestão de OU em Portugal, assim como as etapas que compõem o ciclo de vida do óleo usado. Finaliza-se com a identificação de impactes associados ao óleo lubrificante usado.

No **Capítulo 4** apresentam-se algumas técnicas de avaliação física e económica de recursos naturais, a partir das quais se podem identificar impactes e estimar custos internos e externos ao longo de um ciclo de vida. Este capítulo é dividido em três sub-capítulos, sendo que cada um aborda uma técnica distinta.

O **primeiro sub-capítulo** incide sobre a Avaliação do Ciclo de Vida. Realiza-se um enquadramento teórico e apresenta-se a sua estrutura metodológica e aplicações.

No **segundo sub-capítulo**, é apresentada a abordagem da Análise Custo-Benefício. Efectua-se o enquadramento teórico, sendo discutidos alguns conceitos relevantes, tais como a solução de custo-eficácia e o conceito de valor económico. São apresentadas metodologias de avaliação económica de activos ambientais.

No **terceiro sub-capítulo**, é analisada a Análise de Custos associada ao Ciclo de Vida. Discutem-se os fundamentos teóricos e a sua interligação relativamente a métodos de contabilidade financeira e de gestão ambiental. São identificadas e discutidas três variantes desta técnica, discutindo-se o âmbito e as metodologias, assim como a sua complementaridade.

No **Capítulo 5** é apresentada uma proposta metodológica para a realização da avaliação ambiental e monetarização de externalidades no ciclo de vida. Para tal, é definido um esquema constituído por 9 etapas. Essas etapas são elaboradas à luz do enquadramento efectuado nos capítulos anteriores, definindo-se as estratégias consideradas como mais adequadas atingir os objectivos do trabalho.

No **Capítulo 6** a metodologia proposta é aplicada ao caso de estudo. São apresentados os procedimentos efectuados, referindo-se as adaptações face à metodologia proposta no Capítulo 5. São apresentados os métodos, os dados e respectivas fontes, que foram utilizados para calcular os custos financeiros e ambientais do ciclo de vida, permitindo entender a interligação entre as diversas ferramentas anteriormente referidas.

No **Capítulo 7** apresentam-se os resultados obtidos pela aplicação da metodologia ao caso de estudo e discutem-se os aspectos relevantes face aos objectivos e âmbito da dissertação. Neste capítulo são consideradas quatro áreas distintas de discussão: a comparação da solução regeneração vs a combustão de óleos lubrificantes usados; o ciclo de vida do OU; as técnicas de valorização de óleos lubrificantes usados comparativamente aos seus processos equivalentes; e qual a opção de valorização do OU conduz aos maiores benefícios líquidos (impactes evitados) face aos processos equivalentes.

Por último, no **Capítulo 8** apresentam-se as principais conclusões e sugestões para investigações futuras.

Capítulo 2. Gestão Integrada de Resíduos

2.1. Enquadramento Histórico das Práticas de Gestão

O modelo de crescimento das sociedades, alicerçado na urbanização e industrialização, tem tido como consequência a geração crescente de resíduos sólidos e de tipologia mais diferenciada (Russo, 2003). Este é um problema que importa avaliar e solucionar com recurso às tecnologias ambientais desenvolvidas, no sentido de minimizar os danos provocados (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Consideram-se resíduos todas as substâncias, produtos ou objectos que ficaram incapazes de serem utilizados na sua função original ou que são restos de um qualquer processo de produção, transformação ou utilização, pressupondo-se em ambos os casos, que o produtor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer (MAOTDR, 2006). Importa, contudo, sublinhar que por ainda se verificarem diferenças nas legislações dos diversos países europeus, não existe uma definição única de resíduo a nível Europeu, (Formosinho *et al.*, 2000).

De acordo com Clift *et al.* (2000), no passado, o sector de gestão de resíduos era sustentado num sistema sem controlo sobre a composição do fluxo de resíduos recebidos. Foram sendo aplicadas abordagens uniformes de tratamento e eliminação para avaliar os benefícios da classificação do resíduo ou para confrontar distintas estratégias de recuperação de matéria e energia, embora sem se aplicarem os métodos específicos a cada tipologia de resíduo (Clift *et al.*, 2000).

Uma linha geral de orientação para as gestão dos resíduos foi desenvolvida, denominando-se por «Hierarquia de Gestão de Resíduos» (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Esta nova abordagem na gestão de resíduos permitiu que a recuperação de recursos se estabelecesse parte integrante na estratégia de gestão de resíduos, possibilitando o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de resíduos (Koufodimos e Samaras, 2002).

O conceito de hierarquia na gestão de resíduos é aceite como a base da gestão integrada de resíduos, onde as alternativas devem ser sistematicamente analisadas, possibilitando que o resíduo seja gerido com menores efeitos negativos no ambiente, requerendo, para tal, a combinação entre o uso sustentável do recurso e gestão ambiental (Clift, 1993; Aspinwall e Cain, 1997). Esta pode ser concretizada pela implementação da política de Prevenção e Controlo Integrados de Poluição (PCIP) associada à análise do ciclo de vida (Clift *et al.*, 2000).

A PCIP, aprovada pela Directiva n.º 96/61/CE, do Conselho, de 24 de Setembro, possibilitou a abordagem integrada no controlo da poluição e protecção do ambiente no seu todo, tendo sido entretanto revogada pela Directiva n.º 2008/1/CE, de 15 de Janeiro.

Tal como a Directiva anterior, a Directiva n.º 2008/1/CE estabelece o regime de prevenção e controlo integrados da poluição proveniente de certas actividades e o estabelecimento de medidas destinadas a evitar ou, quando tal não for possível, a reduzir as emissões dessas actividades para o ar, a água ou o solo, a prevenção e controlo do ruído e a produção de resíduos. A alteração mais significativa consubstancia -se no facto da licença ambiental passar a constituir uma condição de início de exploração ou funcionamento da instalação e não, como até agora, uma condição da execução do projecto da instalação.

Apesar das estratégias de gestão de resíduos dependerem de inúmeros factores, como o tipo de resíduo, a localização do resíduo, entre outros (Clift *et al.*, 2000), ao aplicarem-se diferentes métodos, deve estar subentendida a necessidade de subir nos níveis hierárquicos, de modo a implementar-se um sistema integrado (Koufodimos e Samaras, 2002).

Os sistemas de gestão de resíduos implementados podem atingir níveis bastante complexos. Em algumas regiões da Áustria, por exemplo, cerca de quinze diferentes tipos de resíduos são recolhidos separadamente e transferidos para diferentes instalações de reciclagem e tratamento (Salhofer *et al.*, 2005). No caso português, pode-se mencionar o exemplo da Portela onde são separados onze tipos de resíduos.

Face ao cenário de crescente complexidade dos sistemas de gestão de resíduos, Kaimer e Schade (Kaimer e Schade, 2002, citado em Salhofer *et al.*, 2005), argumentam a favor de uma regressão, tornando, de novo, os sistemas de recolha de resíduos em conceitos mais simples e convenientes ao cidadão e à sua própria gestão.

2.2. Gestão de Resíduos na UE

2.2.1. Enquadramento Legal

Nas últimas três décadas, a gestão de resíduos no espaço europeu tem tido desenvolvimentos consideráveis. Como referido anteriormente, evoluiu desde o simples transporte do resíduo das suas áreas de armazenagem, para sistemas integrados de gestão (Salhofer *et al.*, 2005).

Foi em 1975, com a publicação da primeira directiva neste domínio, a Directiva 75/442/CEE (CEE, 1975a), que a Comunidade Económica Europeia (CEE) começou a definir uma política de gestão de resíduos, embora dando flexibilidade às autoridades nacionais na escolha da forma e dos métodos para a sua implementação (Vieira *et al.*, 1995, citado em Martinho e Gonçalves, 2002).

Com o início da década de 1980, surgiram os primeiros sistemas integrados de gestão de resíduos, apresentando uma certa complexidade face aos antecessores. Estes sistemas incluíam a separação na

fonte de resíduo reciclável e perigoso, bem como instalações de reciclagem e compostagem, tendo sido introduzidos e desenvolvidos nos países mais industrializados (Salhofer *et al.*, 2005).

Nos finais dos anos 80 e durante a década de 1990, a UE publicou um vasto conjunto de instrumentos (directivas e regulamentos) sobre resíduos (Formosinho *et al.*, 2000). Este esforço visou contemplar, quer os aspectos mais globais de gestão (Directivas 91/156/CEE, de 18 de Março, relativa à gestão de resíduos, e 91/689/CEE, de 12 de Dezembro, sobre gestão de resíduos perigosos), quer aspectos mais específicos, relacionados com métodos de tratamento (incineração, aplicação de lamas ao solo) e com fileiras e fluxos específicos dos resíduos (óleos usados, pilhas e baterias, embalagens, pneus usados, solventes clorados, veículos usados e equipamento eléctrico e electrónico (Lobato Faria *et al.*, 1997, citado em Martinho e Gonçalves, 2002).

Em Setembro de 1989, surgiu um documento de orientação intitulado «A Estratégia da CEE para a Gestão de Resíduos», que preconizava a redução directa dos fluxos de resíduos, a optimização do tratamento e do destino final, a redução de movimentos transfronteiriços e a responsabilidade civil (Vieira *et al.*, 1995 e Ferreira e Cunha, 1992, citado em Martinho e Gonçalves, 2002).

Assim, entre as décadas de 1970 e 1990 elaboraram-se importantes instrumentos de gestão de resíduos, destacando-se seis importantes directivas. As já referidas Directivas 75/442/CEE e Directiva 91/689/CEE, bem como as Directivas 75/439/CEE, 86/278/CEE, 94/62/CE e 1999/31/CE (Russo, 2003).

A Decisão n.º 2000/532/CE da Comissão, de 3 de Maio, com as alterações introduzidas pelas Decisões n.º 2001/118/CE, da Comissão de 16 de Janeiro, n.º 2001/118/CE, de 22 de Janeiro, e n.º 2001/573/CE, do Conselho, de 23 de Julho, adoptou a nova LER, com as respectivas características de perigo. A LER entrou em vigor no dia 1 de Janeiro de 2002, revogando o Catálogo Europeu de Resíduos (CER) aprovado pela Decisão n.º 94/3/CE, da Comissão de 20 de Dezembro. Em 2006, foi elaborada a Directiva 2006/12/CE, que veio consagrar um conjunto de princípios rectores da maior importância na gestão de resíduos, como as operações de descontaminação de solos e à monitorização dos locais de deposição após o encerramento das respectivas instalações.

Em 2008 foi aprovado um novo diploma legal relativo à gestão de resíduos, a Directiva 2008/98/CE, de 19 de Novembro de 2008. A entrada em vigor desta directiva em 2010, resultará na revogação das Directivas 75/439/CEE, 91/689/CEE e 2006/12/CE. No entanto, aprovação da Directiva 2008/98/CE, implicou a alteração imediata de alguns artigos das Directivas supramencionadas.

A prevenção na geração de resíduos, a promoção da reciclagem e a valorização de resíduos, são factores a ponderar na estratégia para aumentar a eficiência da economia europeia em termos de

recursos e, consequentemente, diminuir o impacto ambiental negativo decorrente da utilização dos recursos naturais (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 1999).

2.2.2. A Hierarquização na Gestão dos Resíduos

Para implementar estratégias de gestão de resíduos que reduzam os efeitos negativos no ambiente e na saúde pública, a estratégia da UE obedece a uma hierarquia de princípios (Clift *et al.*, 2000). A hierarquia de opções para gerir os resíduos foi proposta pela primeira vez pela Organização de Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) (Formosinho *et al.*, 2000), constituindo-se por 4 níveis de actuação, como se pode observar na **Erro! A origem da referência não foi encontrada.**

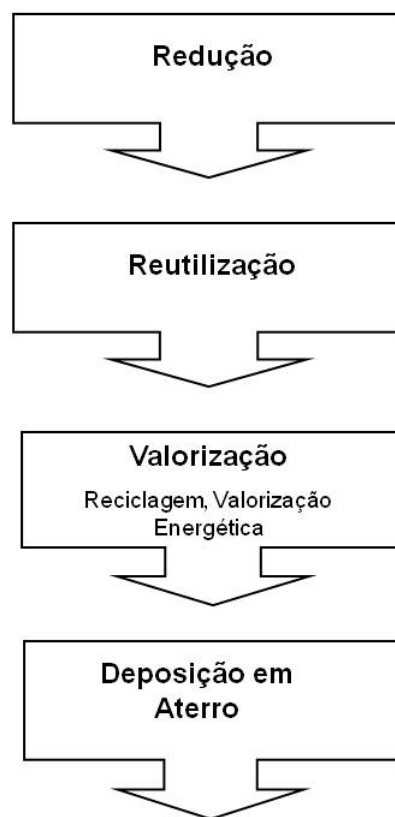


Figura 2-1. Hierarquia de opções de gestão de resíduos (adaptado de DEFRA, 2007)

O primeiro nível consiste na redução da produção de resíduos, enquanto que o segundo nível refere-se à Reutilização dos produtos de volta ao seu uso.

A valorização, terceiro nível da hierarquia, é composta por três sub-níveis de actuação. O primeiro sub-nível é constituído pela reciclagem e pela , compostagem (produção de um composto orgânico que pode ser aplicado como fertilizante), seguindo-se a valorização energética. A base da hierarquia é

ocupada pela deposição de resíduos em aterro, devendo ser a solução de recurso na gestão de resíduos.

Ao analisar-se a hierarquia da **Erro! A origem da referência não foi encontrada.** observa-se que se deve optar preferencialmente pela prevenção e redução da produção, e nocividade, dos resíduos. Os resíduos cuja produção não pode ser evitada, devem ser reutilizados, reciclados ou valorizados, sendo a sua deposição em aterro reduzida ao mínimo indispensável (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 1999), dado implicar uma perda de recursos (Martinho e Gonçalves, 2002).

Todas as operações de tratamento, mas em especial a incineração e deposição em aterro, devem ser alvo de apertada monitorização, devido aos impactes para o ambiente e saúde pública associados a estes processos (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 1999).

2.2.3. Princípios Adoptados na Gestão de Resíduos

Não havendo uma solução óptima para todo o tipo de gestão dos resíduos, pode-se afirmar que a política de resíduos da Europa assenta em quatro princípios (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 1999):

- a) Princípio da Prevenção;
- b) Princípio do Poluidor-Pagador e da Responsabilidade do Produtor;
- c) Princípio da Precaução; e
- d) Princípio da Proximidade.

Este conjunto de princípios tem como objectivo fundamental contribuir para reduzir o impacte ambiental geral negativo da utilização de recursos, influenciando a elaboração de estratégias de gestão de resíduos e de instrumentos de política ambiental em diversos âmbitos.

2.2.4. Política Integrada do Produto e a Gestão de Resíduos

Considerando a heterogeneidade dos resíduos, a adopção de sistemas integrados passa por se aplicarem soluções diferenciadas para os resíduos de acordo com as suas características (Russo, 2003). Assim, podem conviver num sistema de gestão integrado de resíduos, soluções de reutilização, reciclagem, compostagem e incineração.

Para além do conceito de gestão integrada dos resíduos, outros conceitos foram surgindo no que respeita ao processo de fabrico dos produtos na UE, caso da denominada «Política Integrada do Produto (PIP)». A PIP tem como objectivo fomentar a melhoria do desempenho ambiental dos produtos

e serviços, promovendo o chamado *eco-design*, tornando-os «mais» recicláveis e reutilizáveis, no contexto do ciclo de vida (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 1999).

Ao encorajar o desenvolvimento de produtos/serviços ecologicamente mais sustentados, a PIP permite que a gestão dos resíduos se faça a montante, na fase de planeamento (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001a), com o esforço a incidir na não produção de resíduos, na não utilização de matérias-primas e recursos naturais e na não emissão de poluentes atmosféricos. (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2000).

Brundtland (1987) considerava ser necessário o envolvimento de todos os interessados no processo, responsabilizando-os nas tomadas de decisão quer como produtores, distribuidores ou consumidores, o que pode ser conseguido através da aplicação destas duas ferramentas, a gestão integrada de resíduos e a política integrada de produtos.

O conceito de responsabilidade do produtor relaciona-se com a integração de todos os custos ocorridos no ciclo de vida no preço final do produto, incluindo os custos de fim-de-vida (Barroso e Machado, 2005). Este conceito foi integrado na directiva relativa aos veículos em fim de vida (Directiva n.º 2000/56/CE, de 18 de Setembro), na directiva relativa à gestão dos óleos usados (Directiva 75/439/CEE, de 15 de Julho) e de resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos (Directiva n.º 2002/96/CE, de 27 de Janeiro de 2003) (Salhofer *et al.*, 2005).

2.3. Gestão de Resíduos em Portugal

2.3.1. Enquadramento Legal e Práticas de Gestão

A política de resíduos em Portugal alinha-se com o estabelecido em termos europeus, assentando em objectivos e estratégias que visam garantir a preservação dos recursos naturais e a minimização dos impactes negativos sobre a saúde pública e o ambiente (Barroso e Machado, 2005).

O Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, estabelece o Regime Geral de Gestão de Resíduos, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2006/12/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de Abril, e a Directiva n.º 91/689/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro.

O presente decreto-lei aplica-se às operações de gestão de resíduos, compreendendo toda e qualquer operação de recolha, transporte, armazenagem, triagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos, bem como às operações de descontaminação de solos e à monitorização dos locais de deposição após o encerramento das respectivas instalações (MAOTDR, 2006).

Segundo este diploma legal, consideram-se resíduos, quaisquer substâncias ou objectos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer, nomeadamente os identificados na LER, aprovado pela Decisão n.º 2000/532/CE da Comissão, de 3 de Maio.

A gestão dos resíduos em Portugal, tem sido encarada como um factor de preservação ambiental (Russo, 2003), associando-se ao conceito de PCIP (Formosinho *et al.*, 2000).

Tal como nos restantes países da UE, também em Portugal se adoptou o sistema de hierarquização de processos de gestão, incentivando-se a redução da produção dos resíduos, a sua reutilização e reciclagem por fluxos (Barroso e Machado, 2005).

A estratégia nacional de resíduos traduz-se pela criação de circuitos de recolha selectiva de todos fluxos de resíduos industriais e perigosos (*e.g.*, pilhas ou óleos usados) que potencialmente contaminam os resíduos (*e.g.*, papel e embalagens) (Barroso e Machado, 2005).

A recolha selectiva tem como propósito o armazenamento e pré-tratamento dos resíduos, nomeadamente no que diz respeito à separação das substâncias perigosas, e o posterior envio para destino final adequado (MAOTDR, 2006).

Incentiva-se a implantação de sistemas integrados de triagem e valorização de RSU, incluindo a valorização da matéria orgânica e a valorização energética, tornando o processo de gestão de RSU mais eficiente (MAOTDR, 2006).

2.3.2. Planos Nacionais de Gestão de Resíduos

Como suporte para a política de gestão de resíduos em Portugal, desenvolveram-se planos nacionais de gestão de resíduos, que viram o seu papel reforçado na Lei-Quadro de Resíduos de 2006 (MAOTDR, 2006), nomeadamente:

- I. Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU);
- II. Plano de Acção dos Resíduos Sólidos Urbanos (PARSU);
- III. Plano Estratégico de Gestão dos Resíduos Industriais (PESGRI);
- IV. Plano Nacional de Prevenção de Resíduos Industriais (PNAPRI);
- V. Plano Estratégico de Gestão dos Resíduos Hospitalares (PERH); e
- VI. Plano Estratégico dos Resíduos Agrícolas (PERAGRI), em fase de elaboração.

O primeiro plano a ser aprovado foi o PERSU, em 1997, tendo sido uma ferramenta fundamental para mudança de política em matéria de resíduos em Portugal. O PERSU configurou um instrumento de

planeamento de referência na área dos RSU dado que se deixava o tradicional modelo de gestão individual municipal e passava-se para um modelo de gestão integrada a nível supra-municipal, ou seja, evoluía-se de um sistema individual baseado na política de Saneamento Básico, para uma política específica de RSU (Russo, 2005).

No âmbito do PERSU, implementaram-se diversos sistemas de gestão inter e multimunicipais, actualmente são 29, encerrando-se as 341 lixeiras existentes (MAOTDR, 2007). Contudo, e não obstante o êxito do plano, as mudanças ocorridas na política comunitária de resíduos, nomeadamente as Estratégias Temáticas de Prevenção e Reciclagem de Resíduos e sobre a Utilização Sustentável dos Recursos Naturais, conduziram à sua revisão, originando o PERSU II, para o período de 2007-2016.

Estabelecem-se no PERSU II, as regras orientadoras da disciplina a definir pelos planos multimunicipais e intermunicipais de acção, em conformidade com o disposto no Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro.

Esta concertação implica uma articulação e ajustamento com outros Planos Sectoriais, como o PESGRI, no âmbito do Plano Nacional de Resíduos (previsto no Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro).

O PESGRI define os princípios estratégicos a que deve obedecer a gestão dos resíduos industriais no território nacional. Este Plano foi objecto de duas revisões, designadamente em 2001 pelo Decreto-Lei n.º 89/2002, de 9 de Abril. A linha de actuação estabelecida é centrada nos seguintes pilares (MAOTDR, 2007):

- na prevenção da produção de resíduos;
- na promoção e desenvolvimento das opções de reutilização e reciclagem, garantindo um nível elevado de protecção da saúde e do ambiente;
- na promoção da eliminação do passivo ambiental;
- no desenvolvimento da auto-suficiência do País em matéria de gestão de resíduos tendo em vista a criação de um sistema integrado de tratamento de resíduos industriais, que contemple a inventariação permanente, o acompanhamento e controlo do movimento dos resíduos, a redução dos resíduos que necessitam de tratamento e destino final e a constituição de uma bolsa de resíduos e construção de centros integrados de recuperação, valorização e eliminação de resíduos (CIRVER).

No contexto do PESGRI foi elaborado o PNAPRI, a implementar no período de 2000 a 2015, dando prioridade à redução da perigosidade e quantidade dos resíduos industriais. No que respeita à base estratégica da prevenção e tendo por base a articulação com o sector industrial, o PNAPRI constitui um primeiro passo para a prevenção da produção de resíduos industriais (MAOTDR, 2007).

2.3.3. Centros Integrados de Recuperação, Valorização e Eliminação de Resíduos (CIRVER) no Âmbito da Estratégia de Gestão de Resíduos

Com vista a implementar uma solução para os Resíduos Industriais Perigosos (RIP), foram inaugurados em 2008 os CIRVER, localizados no concelho da Chamusca. A sua criação, por aprovação do Decreto-Lei n.º 3/2004, de 3 de Janeiro, representou uma nova via para a resolução do problema dos resíduos industriais existente em Portugal (Formosinho *et al.*, 2005). Estes centros de tratamento possibilitam um conjunto de alternativas para o tratamento dos RIP, destinando-se à gestão de um vasto leque de resíduos, e não apenas ao tratamento final de substâncias susceptíveis de valorização energética (Formosinho *et al.*, 2000).

Os CIRVER são unidades integradas que permitem viabilizar uma solução específica para a maioria das tipologias dos RIP (Formosinho *et al.*, 2005), otimizando a sequência de operações de gestão e promovendo a utilização das Melhores Técnicas Disponíveis (MTD), a minimização de custos de gestão de resíduos e dos riscos ambientais e a possibilidade de uma fiscalização mais eficiente, cumprindo, em todos os casos, o princípio da hierarquia das operações de gestão de resíduos (MAOTDR, 2007).

Os CIRVER procuram assegurar uma política eficaz de valorização e/ou eliminação dos resíduos perigosos, com o objectivo de garantir um elevado nível de protecção da saúde pública, assim como, de garantir a concretização do princípio de auto-suficiência na gestão de resíduos e a minimização da quantidade e perigosidade dos resíduos a depositar em aterro.

2.4. Classificação de Resíduos

De acordo com o Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, categorizam-se os resíduos como resíduos hospitalares, resíduos agrícolas, resíduos industriais, resíduos urbanos e resíduos de construção e demolição. Por outro lado, existem ainda os resíduos perigosos e os resíduos inertes (MAOTDR, 2006).

Os resíduos perigosos são reconhecidos pelos seus efeitos sobre o ambiente, pessoas e animais, nomeadamente os identificados como tal na LER, ao passo que os resíduos inertes são os resíduos que não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas importantes e, em consequência, não

podem ser solúveis nem inflamáveis, nem ter qualquer outro tipo de reacção física ou química, e não podem ser biodegradáveis, nem afectar negativamente outras substâncias com as quais entre em contacto de forma susceptível de aumentar a poluição do ambiente ou prejudicar a saúde humana (MAOTDR, 2007).

2.5. Conclusões do Capítulo 2

- ✓ Os sistemas de gestão de resíduos na Europa evoluíram desde a simples recolha e armazenamento em aterro, para complexos sistemas integrados de recolha selectiva e reciclagem por fluxos;
- ✓ A gestão de resíduos é estabelecida por diversos instrumentos de política ambiental, respeitando o princípio da hierarquização, com a opção de redução da produção de resíduos no topo e a deposição em aterro no fundo da pirâmide;
- ✓ A gestão de resíduos interliga-se com a aplicação de outros instrumentos de gestão, como a Política Integrada de Produto;
- ✓ As políticas de ambiente em Portugal alinham-se com as directrizes europeias, sendo suportadas por um conjunto de Planos Estratégicos;
- ✓ Os resíduos podem ser classificados como resíduos hospitalares, agrícolas, industriais, urbanos, de construção e demolição, perigosos e resíduos inertes.

Capítulo 3. Óleos Lubrificantes Virgens e Óleos Lubrificantes Usados

3.1. Definição de Óleos Lubrificantes Virgens

Actualmente, 3 700 milhões de toneladas de crude são refinadas mundialmente e aproximadamente 1% é usado para produzir Óleos Lubrificantes Virgens (OLV) (OCDE, 2005).

Os OLV são um produto derivado da refinação do crude. O seu processo de produção consiste numa purificação preliminar (sedimentação) antes de ser bombeado para torres de fraccionamento (Whitlow, 2008). No interior das torres de fraccionamento dá-se a separação de hidrocarbonetos por destilação (atmosférica e por vácuo).

À medida que o vapor sobe na torre, as várias fracções condensam e voltam ao estado líquido, passando por processos de hidro-tratamento (Whitlow, 2008). Nesta fase, ocorre o fraccionamento, que consiste na extracção com solvente e na remoção de asfalto e outros contaminantes. Deste processo resultam várias fracções de produto, entre elas, o óleo lubrificante virgem (Whitlow, 2008).

Os OLV são utilizados para reduzir o atrito entre peças mecânicas, lubrificando e aumentando a vida útil das máquinas. A sua aplicação ocorre maioritariamente ao nível dos automóveis (e.g., lubrificação de motores), das indústrias (e.g., óleos para engrenagens industriais) e no processamento (e.g., óleos de processamento) (Boughton e Horvath, 2004).

Óleos Lubrificantes Virgens Minerais e Sintéticos

Os OLV podem ser derivados de petróleo (óleos minerais), produzidos em laboratório (óleos sintéticos) ou ainda serem constituídos pela mistura de dois ou mais tipos (óleos compostos ou semi-sintéticos) (UNEP, 1995).

As principais características dos óleos lubrificantes são a viscosidade e a densidade (Whitlow, 2008).

A viscosidade mede a resistência de escorrência do óleo. Quanto mais viscoso for um lubrificante, mais difícil será a sua escorrência, aumentando a sua capacidade em manter-se entre duas peças móveis e prolongando a lubrificação das mesmas (Castrol, 2008). A viscosidade dos lubrificantes não é constante, variando com a temperatura. Quando a temperatura aumenta, a viscosidade diminui e o óleo escoa com mais facilidade. O Índice de Viscosidade (IV) mede esta variação da viscosidade com a temperatura (Castrol, 2008).

A densidade, ou massa volúmica, é uma grandeza física que se define como sendo a propriedade da matéria que nos permite conhecer a quantidade de massa existente num dado volume, sendo, portanto, determinada através do quociente entre a massa, m , e o volume, v , do objecto considerado

(United States Department of Energy, 2006). Assim, pode-se inferir que a densidade permite indicar o peso de uma certa quantidade de óleo a uma determinada temperatura, sendo importante para demonstrar se houve contaminação ou deterioração de um lubrificante.

Porém, para dotar o óleo lubrificante de certas propriedades especiais ou melhorar algumas já existentes, são adicionados produtos químicos, os chamados aditivos (United States Department of Energy, 2006).

Os principais tipos de aditivos são os anti-oxidantes, anti-corrosivos, anti-ferrugem, anti-espumantes e melhoradores do IV (GEIR, 2005).

Classificação dos Lubrificantes

Os óleos lubrificantes de natureza mineral possuem uma viscosidade distinta dos óleos sintéticos, sendo os mais utilizados no mercado mundial (OCDE, 2005). As suas propriedades e qualidades dependem da origem e viscosidade do petróleo em bruto (Whitlow, 2008).

Os óleos sintéticos são similares aos óleos minerais, contudo são produzidos através de um processo químico em que o carbono e hidrogénio são combinados. Geralmente, são incorporados em óleos minerais de forma a melhorar as suas propriedades (UNEP, 1995). Dentro do grupo dos óleos minerais sintéticos encontram-se as Poli-alfa Olefinas (PAO) (GEIR, 2005).

Através de testes físico-químicos (viscosidade, gravidade específica, entre outras), os lubrificantes são classificados, determinando-se o seu grau de lubrificação (Whitlow, 2008). No Quadro 3-1 apresenta-se a classificação de óleos lubrificantes da Associação Técnica da Indústria de Lubrificantes Europeia (ATIEL).

Quadro 3-1. Classificação dos óleos lubrificantes de acordo com ATIEL (SOGILUB, 2006)

Grupo	Enxofre (%)	Saturados (%)	Índice de viscosidade (%)
<i>I</i>	>0,03	<90 e/ou	>80 a <120
<i>II</i>	≤0,03	≥90 e	≥80 e ≤120
<i>III</i>	≤0,03	≥90	≥120
<i>IV</i>	Todas as poli alfa olefinas (PAOs)		
<i>V</i>	Todos os óleos de base não incluídos nos grupos I a IV		

3.2. Geração de Óleos Lubrificantes Usados

Durante o período de utilização dos OLV, onde se registam processos que provocam perdas, emissões e contaminação, são consumidos cerca de 50% do total do agente lubrificante, tendo como principal *output* um resíduo designado por óleo lubrificante usado (OCDE, 2005).

Os óleos lubrificantes usados contêm na sua estrutura química os contaminantes derivados da combustão, fricção e temperatura a que os OLV estiveram sujeito na sua aplicação (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

3.3. Óleos Lubrificantes Usados

Definem-se como óleos lubrificantes usados todos os óleos provenientes de fontes industriais ou não industriais que usaram OLV nas suas diversas aplicações e cujas características originais foram alteradas durante a utilização, sofrendo um processo de contaminação, incapacitando a sua reutilização nas funções originais (UNEP, 1995).

A classificação dos OU como resíduo é feita com base na Lista Europeia de Resíduos (Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março), que substituiu o anterior Catálogo Europeu de Resíduos. Esta classificação tem como objectivo assegurar a harmonização do normativo vigente em matéria de identificação e classificação de resíduos.

Segundo Ali *et al.* (1995), o nível de contaminação do óleo lubrificante é directamente proporcional ao desgaste a que é submetido, onde os principais contaminantes presentes no OU são o chumbo (Pb), ferro (Fe), zinco (Zn), magnésio (Mg) e cálcio (Ca). Para além destes, também é frequente verificar-se a presença de água, solventes, anti-refrigerantes, fluidos dos travões e combustível (OCDE, 2005).

As estratégias de gestão dos OU são particularmente importantes pois, considerando factores como as quantidades de OU geradas, o seu potencial de valorização ou a sua perigosidade, são o garante do encaminhamento para um destino final adequado de um resíduo perigoso, evitando ou minimizando efeitos negativos no Ambiente (*e.g.*, contaminação de solo ou das linhas de água) (EPEM S.A - Environmental Planning, Engineering & Management, 2005)

Ciclo de Vida dos OU

Para que se proceda à correcta gestão dos OU, é importante compreender todo o ciclo de vida do OU (EPEM S.A - Environmental Planning, Engineering & Management, 2005). Neste sentido, é também importante considerar as etapas a montante da geração do próprio OU.

Assim, considera-se que fazem parte do ciclo de vida dos óleos usados as seguintes etapas (GEIR, 2005):

- refinação de OLN, transporte e sua utilização (etapas a montante);
- recolha de OU (indiferenciada/selectiva);
- transporte de OU (directo/por transferência);

- armazenamento de OU;
- pré-tratamento de OU;
- valorização de OU (energética, reciclagem ou regeneração);
- Eliminação final (destruição térmica uma vez que não são admissíveis resíduos líquidos em aterro).

3.4. Gestão de Óleos Lubrificantes Usados na UE

3.4.1. Enquadramento Legal

Em termos europeus, a gestão do OU é actualmente regulamentada pela Directiva nº 75/439/CEE, de 16 de Junho, relativa à eliminação de óleos usados, sendo que este Diploma será revogado a partir de 12 de Dezembro de 2010 pela Directiva n.º 2008/98/CE, de 19 de Novembro. Após mais de uma década de vigência, a Directiva nº 75/439/CEE, de 16 de Junho foi parcialmente alterada pela Directiva n.º 87/101/CEE, de 22 de Dezembro de 1986, , sendo posteriormente alvo de novas alterações pela Directiva n.º 91/692/CEE, de 23 de Dezembro e pela Directiva n.º 2000/76/CE, de 4 de Dezembro.

A estratégia da UE passa pela promoção de sistemas integrados de gestão de óleos usados, assegurando-se o destino adequado ao resíduo e a mitigação da ocorrência de efeitos negativos decorrentes práticas ilegais (CEE, 1975b). Este objectivo passa por aumentar a articulação entre os diversos *stakeholders* (produtores, consumidores e entidades que tratam da gestão do óleo usado, assim como o nível de eficiência de cada etapa.

O conceito de ciclo de vida tem estado desde sempre presente nos instrumentos relativos ao OU, através da regulamentação de todas as etapas envolvidas (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001). Por outro lado, o desenvolvimento de óleos lubrificantes minerais menos perigosos e menos nocivos ao ambiente, fruto da sua progressiva substituição por óleos sintéticos, está associado ao princípio da PIP (GEIR, 2005).

3.4.2. A Hierarquização na Gestão dos Óleos Lubrificantes Usados

Os óleos usados, como resíduo perigoso, necessitam de políticas de gestão que possam evitar eventuais impactes no ambiente (GEIR, 2005). Para consegui-lo, a UE definiu uma hierarquia de abordagens na gestão dos OU, à semelhança do que ocorre para os RSU.

De acordo com as orientações impostas pela UE, a primeira opção deverá passar pela redução da produção do resíduo na fonte. Esta redução pode ser alcançada com a melhoria da qualidade do

agente lubrificante e consequente aumento do período de utilidade (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

A opção seguinte na hierarquização consiste na reutilização do OU, que se baseia na recuperação da base lubrificante (regeneração) (GEIR, 2005), seguida de outras formas de reciclagem dos OLU, seja pela produção de combustível para motores através da reciclagem do OU, seja pela utilização do OU como matéria prima em processos industriais, *e.g.*, para produção de argila (OCDE, 2005).

A valorização energética, através da queima directa do OU como combustível substituto, surge como a terceira via no leque de possíveis destinos finais deste resíduo. O seu princípio básico reporta-se à recuperação do poder calorífico do óleo (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

No fundo da hierarquia encontram-se medidas que assegurem a destruição do OU sem perigo por destruição térmica, ou então, o seu armazenamento ou deposição controlada (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001). Apesar de prevista na hierarquia de gestão de resíduos, a deposição apenas é justificável por limitações tecnológicas, económicas ou administrativas na aplicação das demais opções apresentadas (UNEP, 1995).

De modo a identificar-se a opção mais adequada, deve-se considerar um conjunto de critérios, os quais incluem (UNEP, 1995):

- Qualidade do OU a ser tratado, de modo a permitir obter produtos específicos e tecnologia de tratamento disponível;
- O potencial perigo do método de tratamento, para a saúde humana e para o ambiente;
- Requisição de transporte e seus custos;
- Localização e complementariedade das infra-estruturas existentes face à complexidade do processo, balanço económico e as oportunidades do mercado;
- Processamento dos contaminantes dos resíduos perigosos e sub-produtos do processo em si;
- Legislação ambiental e aceitação da sociedade civil.

3.5. Gestão de Óleos Lubrificantes Usados em Portugal

Por se tratar de um Estado-Membro da UE, a estratégia de Portugal segue as políticas do espaço comunitário, consistindo na hierarquização das estratégias de gestão e na implementação de sistemas integrados.

A gestão do OU é considerada fundamental pela sua classificação como resíduo perigoso, onde a ausência de políticas adequadas implica impactes significativos no ambiente (MAOTDR, 2007).

Para assegurar o cumprimento das directrizes e metas europeias, que passam pela aplicação do princípio da responsabilização dos produtores de OLV e do envolvimento de outros agentes (produtores de OU, os operadores de recolha, tratamento e valorização), procedeu-se, com a aprovação do Decreto-Lei n.º 153/2003, de 11 de Julho, à constituição de um sistema integrado de gestão do óleo usado.

Entidade Gestora e Sistema de Gestão de Óleos Lubrificantes Usados

No âmbito do referido sistema integrado, constituiu-se uma entidade gestora responsável pela gestão dos óleos usados em Portugal. Essa entidade gestora foi licenciada em 2005, designando-se por Sociedade de Gestão Integrada de Óleos Lubrificantes Usados, Lda (SOGILUB).

De acordo com a licença atribuída pelo Despacho Conjunto n.º 662/2005, de 6 de Setembro, a SOGILUB tem por objecto assegurar o funcionamento do sistema, onde se inclui a garantia da recolha, transporte, armazenagem, tratamento e valorização do OU, constituindo o Sistema Integrado de Gestão de Óleos Usados (SIGOU). O SIGOU envolve as seguintes operações (SOGILUB, 2008):

- Recolha nas instalações dos Produtores de OU (PROU) e transporte até às unidades industriais de pré-tratamento;
- Tratamento dos óleos usados recolhidos, tendo em vista a obtenção de OU tratado com características adequadas para a valorização;
- Valorização, através do envio dos OU tratados para empresas que procedem à sua regeneração, reciclagem, e valorização energética.

O ECOVALOR, estipulado em €0,063 (acrescido de IVA) por cada litro de OLV colocado no mercado, constitui, juntamente com outras receitas geradas pela actividade de gestão dos óleos usados, o financiamento da SOGILUB (Decreto-Lei n.º 153/2003, de 11 de Julho). Por sua vez, a SOGILUB poderá compensar financeiramente os agentes do SIGOU devido às obrigações impostas pela entidade gestora, não devendo o apoio ultrapassar os custos anuais não cobertos e efectivamente verificados, sob pena de criar distorções concorrenciais significativas.

3.6. Etapas do Ciclo de Vida dos Óleos Lubrificantes Usados

Como referido anteriormente, constituem como princípios fundamentais da gestão de óleos usados, a redução da quantidade gerada e a diminuição da perigosidade do resíduo (Comissão Europeia,

Direcção Geral do Ambiente, 2001). Tal estratégia, passa pela articulação das várias etapas e agentes que constituem o ciclo de vida do óleo usado (EPEM S.A - Environmental Planning, Engineering & Management, 2005).

A eficiência de etapas de recolha, transporte, armazenagem e pré-tratamento, determinam, em parte, qual o destino final a atribuir ao óleo usado, conduzindo a diferentes riscos e benefícios ambientais (OCDE, 2005).

Analisam-se em seguida, as várias etapas do ciclo de vida do óleo usado, considerando a caracterização utilizada no âmbito do SIGOU.

Recolha de Óleos Lubrificantes Usados

De acordo com Comissão Europeia (Direcção Geral do Ambiente, 2001), antes de se estabelecer qual a técnica mais adequada para gestão do OU , importa primeiro assegurar, a recolha dos óleos lubrificantes usados.

A recolha do OU nos seus pontos de produção, constitui uma operação determinante tendo em vista os objectivos de qualquer sistema de gestão. Esta operação é responsável pela recuperação dos resíduos gerados e a sua inclusão nas fronteiras do sistema integrado, onde depois são geridos e tratados (SOGILUB, 2008).

Tal necessidade, resulta de que, estatisticamente, apenas 80-85% dos OU são efectivamente recolhidos junto dos PrOU, o que, pressupondo que a quantidade de OU gerados é 50% inferior à quantidade de OLV que lhe deu origem, perfaz 40-45% do total dos OLV utilizados (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001). Em Portugal, o índice do potencial de geração de OLV é de 44%.

A taxa de recolha do OU varia de acordo com a sua origem de produção, indo desde os 90% dos óleos das mudanças ou 80% dos lubrificantes da aviação até aos 0% de recolha dos óleos dos travões ou óleos de processamento (OCDE, 2005).

Este cenário, acrescenta um factor de pressão na oferta do OU, conduzindo a um aumento do valor pelo qual o resíduo é adquirido (OCDE, 2005).

Na etapa de recolha, importa diferenciar entre recolha selectiva e a recolha indiferenciada de OU (OCDE, 2005). Segundo Formosinho *et al.* (2000), de um modo geral, uma mistura heterogénea de resíduos torna a seu processo de tratamento mais complexo e moroso, tornando-o economicamente menos viável e podendo aumentar os riscos para a saúde pública.

Por outro lado, a recolha indiferenciada pode promover um novo processo de contaminação do resíduo (solventes de limpeza ou óleos vegetais biodegradáveis), resultado da mistura entre óleos de diferentes origens (OCDE, 2005). Este aspecto influenciará a «qualidade» do OU, aumentando dificuldade e custos no processo de pré-tratamento, bem como a posterior definição do seu destino final (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

Acresce que a recolha selectiva permite efectuar um pré-tratamento mais adequado aos diferentes lotes de óleo usados, aumentando a eficiência e oferta de OU pré-tratado, contribuindo para a diminuição dos custos de todo o processo (OCDE, 2005).

Dado que 56-65% dos óleos colectáveis são provenientes de motores automóveis e o restante proveniente de diversas fontes industriais (OCDE, 2005), tornar-se-ia benéfica a implementação de um sistema de separação criteriosa dos óleos lubrificantes usados por tipologia (sintético ou mineral) e/ou por fonte (indústria, automóvel). No entanto, um dos obstáculos à implementação da recolha selectiva, relaciona-se o tipo de camiões utilizados no processo, pois a maioria destes apenas equipada com um tanque para deposição, promovendo a mistura indiferenciada (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001). Em Portugal, não há registos da possível utilização de camiões que permitam a recolha selectiva de OLU.

Após serem recolhidos, os OU são encaminhados e armazenados em unidades de pré-tratamento (OCDE, 2005). A armazenagem dos óleos usados pode ter carácter temporário, *i.e.*, serem transportados para um centro comum de recolha e armazenados até haver a transfega para as unidades de pré-tratamento, ou ter carácter final, *i.e.*, serem directamente encaminhados para unidades de pré-tratamento (SOGILUB, 2008).

Pré-Tratamento de Óleos Lubrificantes Usados

O pré-tratamento de OU consiste, genericamente, na análise físico-química do OU (% água, sedimentos, PCB), na sua filtração, na decantação, na destilação e na centrifugação. Em alguns casos pode-se efectuar a crionização e saponificação do produto final (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000a).

Este processo permite a remoção de impurezas (*e.g.*, sedimentos sólidos) e substâncias contaminantes do OU (*e.g.*, COV's), tornando-o apto a ser valorizado (SOGILUB, 2008). Os OU pré-tratados são posteriormente transportados para as unidades de regeneração, reciclagem ou valorização energética.

Transporte de Óleos Lubrificantes Usados

O processo de transporte de OU funciona em moldes semelhantes aos da recolha embora, neste caso, o abastecimento seja feito numa única instalação (de pré-tratamento) e a distribuição seja selectiva, isto é, depende da tipologia de destino final.

Devido às longas distâncias a que as empresas de transporte estão muitas vezes sujeitas, explicada pelo facto de que muitos dos utilizadores finais de OU estarem instalados em locais de não muito fácil acesso, esta actividade representa um encargo financeiro significativo para as empresas de transporte de OU pré-tratado.

Regeneração de Óleos Lubrificantes Usados

A regeneração é uma técnica utilizada na gestão dos OU e que permite a recuperação da fracção de óleo que tem o máximo valor comercial, ou seja, a componente lubrificante (UNEP, 1995).

Genericamente, envolve a produção de óleos lubrificantes, com características similares aos OLN, a partir de óleos lubrificantes usados, resultando da remoção de contaminantes e produtos de oxidação e aditivos, o que restitui o resíduo à sua função original.

O processo de remoção de contaminantes é complexo, representando 15-20% do peso total dos óleos usados entregues em instalações de regeneração (OCDE, 2005).

A regeneração assenta na realização de processos de tratamento químico com adição de reagentes, extracção do hidrocarboneto com propano líquido, recuperação do solvente utilizado e destilação em vácuo para obtenção de bases lubrificantes (SOGILUB, 2008).

Contudo, estes processos não devem ser confundidos com os métodos mais simples de tratamento de óleos usados nas técnicas de recuperação de óleos usados, realizado na etapa de pré-tratamento (GEIR, 2005).

No âmbito do SIGOU, a unidade de regeneração para onde são encaminhados os óleos situa-se em Huelva, Espanha.

Tecnologias de regeneração

Existem várias técnicas que permitem a regeneração do OU, apresentando uma componente geral e outra específica. De seguida apresentam-se duas tecnologias de regeneração. A primeira denomina-se por tecnologia HyLube™ e é baseada na tecnologia de hidrogenação, enquanto que a segunda a ser caracterizada denomina-se por Mineralöl-Raffinerie Dollbergen (MRD) e consiste na tecnologia de extracção por solvente (GEIR, 2005).

a) Hylube

A PURALUBE GmbH, construiu uma moderna refinaria de óleos usados em Industriepark Zeitz (Alemanha). Esta instalação constituiu a primeira utilizar a tecnologia HyLube™.

A inovação deste processo é a hidrogenação de óleos usados executada paralelamente com o tratamento catalítico do óleo e também o alto rendimento de produção, produzindo mais de 70%, do óleo base regenerado por cada unidade de OU que entra no sistema (GEIR, 2005).

O grosso da instalação é constituída por catalisadores em linha e pelo hidrogénio que circula no sistema, sendo este utilizado como material auxiliar e como fonte energética. A refinaria tem a capacidade de refinação anual de 90 000 t. O produto constitui óleo regenerado com características do grupo II. O processo de regeneração apresenta-se sucintamente da seguinte forma (GEIR, 2005):

Passo 1. Pré-Tratamento

Forte mistura de hidrogénio quente com os produtos resultantes da separação das moléculas de alto valor dos óleos lubrificantes num ambiente de alta pressão/alta temperatura, o qual evita coqueificação e inscrustrações.

As moléculas inorgânicas, metais e componentes pesados do asfalto são separados antes da entrada na secção catalítica e usados em pavimentação.

Passo 2. Hidro-tratamento Catalítico

Dois reactores de hidro-tratamento de alta pressão são accionados por um sistema de catalisadores especialmente desenhado, onde:

- O primeiro reactor (reactor de guarda) remove os vestígios de metais que possam ter permanecido e inicia o processo de dessulfurização;
- O segundo reactor é accionado por catalisadores e desenhado para encher moléculas aromáticas e etilénicas, assim como, para completar a dessulfurização e desnitrificação das moléculas lubrificantes.

Passo 3. Recuperação do Produto e Finalização

Após despressurização quente e fria, onde o excedente de hidrogénio é purificado para remover cloretos e sulfuretos gerados nas etapas de hidrogenação, o hidrogénio é reciclado e reencaminhado para o início do processo.

As moléculas efervescentes do líquido lubrificante purificado são posteriormente processadas na unidade de destilação em vácuo. São instalados *strippers* em paralelo para produzir uma gama específica de lubrificantes utilizada pela indústria.

O diesel produzido na etapa de hidrogenação tem um elevado grau de cetano e um baixo teor em enxofre.

b) MRD

A Mineralöl-Raffinerie Dollbergen (MRD) é uma central integrada de reciclagem de hidrocarbonetos e águas oleosas, situada na Baixa Saxónia (Alemanha). A técnica de extracção é aplicada nesta instalação (GEIR, 2005).

O conceito de base é o tratamento com argila (Ali *et al.*, 1995), que foi substituído por uma moderna unidade de extracção por solvente, que de seguida se passa a apresentar.

Passo 1. Desidratação – Destilação Primária I e II

Todos os OU aqui processados são termicamente destilados sob vácuo de baixa pressão. As etapas de separação inicial servem para destilar água e componentes altamente voláteis.

O produto que permanece no fundo é designado por óleo desidratado. Possui um ponto de inflamação acima dos 61°C e contém aproximadamente 0.1 – 0.2% de água por peso. Os óleos desidratados são classificados de acordo com a sua qualidade e transferidos para as etapas dos processos seguintes.

Passo 2. Destilação por expansão

Os OU são secados por destilação atmosférica e transferidos dos tanques de armazenamento para a unidade de destilação por expansão, onde várias destilações são realizadas. Como com destilação do fluxo de óleo anterior, uma fracção similar a óleo leve aquecido é primeiro removida por destilação.

O produto do fundo da coluna é então separado pela designada destilação por expansão, que consiste num tanque de expansão e dois filmes finos de evaporadores, originando o óleo base destilado, o designado “destilado por expansão”, e o resíduo de expansão, designado “produto do fundo”.

O resíduo de destilação é composto por todos os componentes aditivos do óleo seco, partículas de fuligem, metais finos e outros compostos do óleo usado.

Passo 3. Extracção por acção de Solvente

A introdução de solvente para extracção de aromáticos e outros compostos indesejados repõe o antigo tratamento por argila e torna o processo mais eficiente.

Os fornos da central são alimentados por sub-produtos do processo que funcionam como combustível. Os gases emitidos são tratados por um *scrubber*. As águas residuais são encaminhadas para a estação de tratamento de águas residuais da instalação.

Uma câmara de combustão de alta temperatura é usada para incinerar resíduos da refinação, procedendo-se à recuperação de calor, o que contribuindo para melhorar a performance da unidade.

Reciclagem dos Óleos Lubrificantes Usados

A Reciclagem engloba um vasto conjunto de soluções de valorização de óleos usados. Um dos processos de reciclagem, consiste em submeter os óleos pré-tratados a processos de fraccionamento térmico (destilação), de modo a separar as fracções que compõem o OU (um pouco à semelhança do que sucede na regeneração) (Boughton e Horvath, 2004). Daqui resulta um produto similar ao gasóleo, que é posteriormente utilizado como combustível para produção de energia eléctrica a partir de motores-geradores (Boughton e Horvath, 2004)

Outro processo de reciclagem consiste em utilizar o OU como agente expensor da pasta de argila. Aqui, o OU é incorporado na argila (idealmente 1% de OU por massa total de argila), sendo sujeito a temperaturas muito elevada (acima dos 1000 °C). Neste caso, o OU funciona como agente expensor, provocando a expansão da argila provocada pela evaporação do OU, o que aumenta volumetria argila obtida, diminuindo a sua densidade.

A reciclagem pode ainda envolver o reprocessamento de OU, que se baseia na remoção (por aquecimento) de contaminantes insolúveis e compostos oxidantes dos OU, e em processos de sedimentação, de filtração, de desidratação e de centrifugação (UNEP, 1995). Dependendo da qualidade do produto final, este pode ser misturado com óleos de base e aditivos, originando novos óleos lubrificantes prontos para serem utilizados na sua função original (UNEP, 1995).

Valorização Energética

Certos sectores industriais, como as cimenteiras, são classificados como utilizadores intensivos de energia. Por consumirem elevadas quantidades de energia, estes agentes procuram diversificar as suas fontes energéticas de forma a aproveitarem as fontes alternativas aos combustíveis tradicionais. A escolha do combustível, ou mistura de combustíveis, a utilizar é influenciada pela relação eficiência-custo (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

Os combustíveis utilizados dividem-se entre combustíveis primários e secundários (GEIR, 2005). Da categoria dos combustíveis primários fazem parte, entre outros, o carvão, o coque de petróleo e o fuel óleo. Da categoria dos combustíveis secundários fazem parte, entre outras fontes, resíduos sólidos, pneus, biomassa e OU (Formosinho *et al.*, 2005).

Plea elevada procura protagonizada pelos agentes económicos, a utilização de combustíveis primários implica elevados custos financeiros, conduzindo a que as instalações energeticamente intensivas

procurem utilizar os combustíveis secundários na maior proporção possível, mormente biomassa e OU (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

Contudo, e face à legislação em vigor, a queima de OU só pode ser efectuada se a unidade industrial estiver equipada por sistemas de monitorização e de controlo de poluição atmosférica. No caso do óleo lubrificante usado que servirá de combustível, este deverá ter passado por um processo de pré-tratamento para eliminar os contaminantes resultantes do desgaste, diminuindo os potenciais riscos provocados pela sua queima directa (UNEP, 1995).

Relativamente ao processo de valorização energética propriamente dito, este consiste em garantir as condições ideais para uma combustão eficiente - atmosfera oxidante (15% de O₂) e altas temperaturas (superior a 500 °C) - injectando-se o óleo usado nos fornos, antes de todos os outros combustíveis (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000a). Esta prática deve-se ao facto do OU se caracterizar por ser um excelente combustível piloto, permitindo manter as condições para a queima eficiente do coque petróleo (acima dos 1000 °C), sendo esta a principal razão da sua aplicação como combustível.

3.7. Impactes Ambientais Associados aos Óleos Usados

Como foi referido anteriormente, os óleos usados são resultado do período de aplicação dos OLV, o qual implica a contaminação do resíduo. Esse processo de contaminação, dependendo da sua natureza, provocará reacções que conduzirão a que o OU possua na sua constituição um conjunto de metais pesados e outros contaminantes (Nixon e Saphores, 2002). Como principais contaminantes, regista-se a presença de metais pesados, sendo os mais representativos o Chumbo (Pb), o Zinco (Zn), o Cobre (Cu), o Crómio (Cr), o Níquel (Ni) e o Cádmio (Cd), para além da presença de Cloro (Cl), Bromo (Br), Alumínio (Al) e Potássio (K), podendo a presença de metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos nucleares (HAP) ser 670 vezes superior no OU (Ali *et al.*, 1995).

Este facto levou a que o OU fosse categorizado como um resíduo perigoso na LER, o que permite antecipar a significância e magnitude dos impactes ambientais que advêm da sua deposição ilegal ou manuseamento à margem da legislação em vigor, reforçando a importância da recolha e valorização do mesmo.

Em seguida, efectua-se uma breve caracterização de alguns impactes ambientais que poderão advir da deposição ou queima ilegal do óleo usado fruto da ausência de políticas de gestão eficazes e também de possíveis impactes relacionados com a actividade nas etapas que compõem o ciclo de vida do OU.

Impactes por deposição ilegal no solo e no meio hídrico

Quando lançado no solo, o OU, em virtude da sua persistência e habilidade para se disseminar, tende a acumular-se no terreno, o que resultará na sua absorção por parte de espécies vegetais e animais (Ministry for the Environment of Australia, 2006). A acumulação poderá conduzir a uma infiltração no solo e consequente afectação dos recursos hídricos subterrâneos, nomeadamente aquíferos (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000b). A significância deste impacte dependerá das propriedades do solo, as quais determinam a vulnerabilidade e permeabilidade aos contaminantes.

Quando lançados no esgoto, provocam danos nas estruturas de drenagem e tratamento de efluentes (e.g., Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR)), dificultando os processos de tratamento, o que pode resultar na degradação dos meios receptores hídricos.

A capacidade poluidora dos OU é particularmente visível no meio hídrico. Seja por ter sido depositado ilegalmente ou fruto de um derrame accidental, o OU forma rapidamente uma mancha negra à superfície da água (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000b).

Segundo Boughton e Horvath (2004), a deposição de 1L de OU em meio aquático é suficiente para formar uma superfície de água de 4000 m² e poluir 10⁶ m³ de água, fruto da solubilidade dos seus constituintes. Esta camada provocará uma diminuição da incidência da radiação solar e da disponibilidade de oxigénio no meio aquático, o que irá acelerar os processos anaeróbios, catalizando processos de degradação ambiental e provocando a morte por asfixia de plantas e animais, podendo ter consequências indirectas na saúde humana (Patin e Cascio, 1999).

Por outro lado, a presença do OU na água irá acelerar fenómenos de toxicidade aguda nos ecossistemas por acção dos contaminantes (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000a).

O processo de contaminação da água começa imediatamente após o primeiro contacto entre o meio e o poluidor, dependendo das propriedades do OU. Neste caso, é a rapidez explica-se pelo forte dinamismo e interacção dos mecanismos químicos, biológicos e físicos que permitem uma rápida dispersão e desagregação dos componentes do óleo (Nixon e Saphores, 2002).

Tal como um organismo vivo que sofre processo de intoxicação desta natureza, os ecossistemas destroem, metabolizam e depositam as quantidades excessivas de hidrocarbonetos, transformando-os em substâncias menos nocivas (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000a).

Posteriormente a este mecanismo de disseminação de moléculas, ocorrem vários fenómenos, sendo que o processo de contaminação da água através da deposição de OU pode ser resumido pelas seguintes etapas (Patin e Cascio, 1999):

- a) transporte físico;

- b) dissolução e emulsificação;
- c) oxidação e destruição;
- d) sedimentação e degradação microbiológica; e
- e) agregação e auto-purificação do meio.

Dependendo das características e geografia do local contaminado, os processos de recuperação natural apresentados podem variar de duração, indo de poucos dias, até décadas (Nixon e Saphores, 2002).

Impactes por queima ilegal

Quando qualquer substância é queimada, os seus compostos são emitidos para a atmosfera sob a forma de gases e partículas. No caso dos óleos lubrificantes usados, os impactes derivados da sua combustão assumem uma significância e magnitude distintas tendo em conta a temperatura a que se processa a combustão (superior ou inferior a 1200°C), o processo de combustão (grandes ou pequenos fornos) e a existência de equipamento de controlo de poluição (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000b).

No caso da queima não controlada, esta pode ser responsável pela emissão de poluentes atmosféricos nocivos para a saúde humana, como os metais pesados anteriormente mencionados (*e.g.*, cádmio e arsénio). A queima de 5 litros de OU de fonte automóvel, pode ser responsável pela emissão de 800 mg de zinco para a atmosfera, o que corresponde a 50-100 vezes superior ao verificado para os combustíveis derivados de crude (Boughton e Horvath, 2004).

Caso a queima do óleo usado seja efectuada em fornos de pequena escala, os impactes ambientais podem ser idênticos aos ocorridos em centrais termoeléctricas a fuel, *i.e.*, as emissões atmosféricas derivam largamente de metais pesados e dos poluentes típicos de uma incineração de combustível (Dióxido de Carbono (CO₂), Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Azoto (NO_x) e Dióxido de Enxofre (SO₂)) (OCDE, 2005).

Pelo potencial cancerígeno de alguns elementos que compõem o OU, a sua queima desprovida de qualquer sistema de controlo de poluição poderá induzir danos graves na saúde humana e no ambiente, podendo também ser extensível ao ambiente antropogénico (*e.g.*, edifícios).

Impactes na gestão do OU

Estes impactes dizem respeito à fase de gestão dos óleos lubrificantes usados e resultam da actividade ocorrida nas diversas etapas do ciclo de vida do OU.

Relativamente às etapas de recolha e transporte de OU, os seus impactes resultarão, quase em exclusivo, das emissões atmosféricas durante o percurso. Este impacte dependerá de factores como a antiguidade do veículo e consequente eficiência do sistema de propulsão, da manutenção do veículo, da velocidade, da carga transportada e das condições do terreno.

Numa óptica de gestão ambiental do ciclo de vida, a análise dos impactes de cada solução de destino final não deverá ser direccionada exclusivamente para os seus impactes, *i.e.*, para os impactes decorrentes da sua actividade. Neste caso, importa perceber se a valorização do OU conduz a menores danos para o ambiente e a saúde humana face aos respectivos processos equivalentes (produção de OLV, queima de carvão ou produção de electricidade), resultando num ganho líquido positivo, ou se sucede o contrário.

Também é importante comparar e entender, qual a opção que, entre si, induz a um menor fardo ambiental durante a sua actividade.

Para Boughton e Horvath (2004), ao abrigo de uma experiência onde comparou a opção de regenerar OU com a reciclagem para produção de combustível ou combustão do óleo usado (em condições não controladas), os impactes respeitantes a emissões para ar e água, bem como a geração de resíduos sólidos, são aproximadamente os mesmos, mas, no que toca a emissão de metais pesados, o efeito ambiental negativo aumenta consideravelmente quando se utilizam óleos usados como combustível alternativo, embora tenham assumido que esta queima era realizada sem quaisquer controlos de emissão de poluentes.

Outros estudos (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001), defendem que não é possível estabelecer uma vantagem ambiental absoluta entre a regeneração e combustão, dependendo esta do âmbito da comparação, e principalmente, do combustível que o OU substitui (Ministry for the Environment of Australia, 2006).

Perante as dúvidas existentes, os resultados de estudos de avaliação ambiental, são especialmente sensíveis aos pressupostos assumidos como: o tipo de tecnologia de regeneração, o tipo de combustível substituído por incineração do óleo usado ou a escala e tipo da central de incineração (Ministry for the Environment of New Zealand, 2000a). No entanto, em geral, os estudos indicam que os benefícios ambientais são discutidos em torno das opções incineração em fornos de larga escala e a regeneração (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

3.8. Conclusões do Capítulo 3

- ✓ Os óleos lubrificantes virgens são produzidos em processos de refinação do crude. Podem ser categorizados como óleos lubrificantes minerais ou lubrificantes;
- ✓ O período de utilização dos óleos lubrificantes virgens, no qual ocorre um processo de contaminação, o óleo lubrificante usado, classificado como resíduo perigoso;
- ✓ O óleo lubrificante usado contém diversos contaminantes na sua composição química, o que potencia os efeitos negativos que podem ocorrer na ausência de políticas adequadas de gestão;
- ✓ A gestão dos óleos lubrificantes usados é executada de acordo com um princípio de hierarquia, com a redução de produção de óleos virgens no topo da pirâmide e a eliminação final por destruição térmica no fundo;
- ✓ A regeneração é a opção de valorização primordial na óptica das entidades europeias;
- ✓ Em Portugal, a estratégia de gestão de óleos lubrificantes usados segue a lógica instituída a nível europeu, tendo-se criado a SOGILUB. Esta entidade é responsável pelo funcionamento do SIGOU;
- ✓ O ciclo de vida do óleo lubrificante usado engloba as etapas de recolha, armazenagem, pré-tratamento, transporte e valorização.

Capítulo 4. Avaliação Física e Económica da Utilização de Recursos Naturais

As actividades económicas englobam processos que podem originar impactes ambientais nos compartimentos ambientais (SETAC, 2008). A significância desses efeitos negativos é tão mais elevada, quanto menor for a eficiência (no limite a própria ausência) de um sistema de prevenção (Clift *et al.*, 2000). Neste sentido, torna-se necessário identificar a natureza dos efeitos negativos e quantificar fisicamente a magnitude desses impactes. Para tal, foram sendo desenvolvidas ferramentas que possibilitassem a avaliação do ciclo de vida completo dos produtos, referindo-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Além da importância em avaliar fisicamente os impactes, também a sua monetarização foi sendo igualmente discutida e desenvolvida, de forma a simplificar a transmissão de informação entre diferentes agentes, não limitando a discussão à esfera ambiental.

Existe um conjunto de metodologias de avaliação económica, que podem ser aplicadas para estimar as externalidades ocorridas por acção de uma actividade. (Larsson, 1999 e Reich, 2005). Estas abordagens de avaliação económica de impactes possuem naturezas distintas e diferentes modos de aplicação (Powell *et al.*, 1995).

De modo a complementar a avaliação do ciclo de vida, foi sendo discutida a possibilidade de interligar as ferramentas de avaliação ambiental e económica. Contudo, as técnicas de avaliação económica de impactes ambientais possuem características que podem dificultar a sua combinação com ACV (Reich, 2005). Para Finnveden e Moberg (2001), constituirá uma vantagem metodológica se os sistemas estudados na análise económica e ACV tiverem o mesmo sistema de limites, possibilitando uma maior complementaridade entre as duas ferramentas no processo de decisão. Deste modo, algumas tentativas foram feitas para integrar da análise económica e análise dos aspectos ambientais, como, *e.g.*, na gestão dos resíduos Bruvoll (1998 citado em Reich, 2005).

Neste capítulo analisam-se três ferramentas distintas: a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), onde a avaliação ambiental de impactes é discutida; a Análise Custo-Benefício (ACB), onde o conceito de avaliação económica das externalidades é apresentado e; a Análise de Custos Associados ao Ciclo de Vida (ACCV), onde se discutirá a interligação entre as diferentes ferramentas.

4.1. Avaliação do Ciclo de Vida

De acordo com a Organização Internacional de Normalização (ISO), a ACV estuda as intervenções ambientais e os potenciais danos durante o ciclo de vida de um produto¹, *i.e.*, do berço ao túmulo (International Organization for Standardisation, 2006a). Na definição de ACV, o termo «produto» inclui não só o sistema do produto mas também os sistemas de serviços (Clift *et al.*, 2000).

Na figura seguinte, apresenta-se um esquema que representa genericamente o ciclo de vida de um produto.



Figura 4-1. Representação esquemática dos estágios do ciclo de vida genérico de um produto (Ferreira, 2004)

Esta avaliação é feita através de um inventário dos *inputs* e *outputs* mais relevantes relativamente ao fluxo do sistema (fase de elaboração e análise do inventário), avaliando possíveis impactes dessas entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*) (fase de identificação e avaliação de impacte) e interpretando os resultados (fase de interpretação de resultados) em relação aos objectivos e âmbito do estudo, apresentados no início de cada estudo (Rebitzer *et al.*, 2004).

De forma a definir a estrutura padrão da metodologia de ACV, a ISO implementou um conjunto de normas que visam um entendimento geral sobre a forma de efectuar uma ACV

4.1.1. Famílias das Normas ISO

O conjunto normas ISO que permitem estabelecer um referencial na aplicação e realização da ACV, é seguidamente apresentado:

¹ Ciclo de Vida: Estado consecutivo e interligado de um produto que vai desde a aquisição de matérias-primas ou transformação de recursos naturais, até à deposição/desactivação final do produto/serviço

- **ISO 14040: 1997** – “*Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*”, relativa aos princípios e à metodologia de avaliação do ciclo de vida. 1ª Edição;
- **ISO 14041: 1998** – “*Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis*”, relativa à definição de objectivos, âmbito e análise de inventário. 1ª Edição;
- **ISO 14042: 2000** – “*Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment*”, relativa à avaliação de impactes associados ao ciclo de vida;
- **ISO 14043: 2000** – “*Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation*”, relativa à interpretação dos resultados do inventário e da avaliação de impactes associados ao ciclo de vida. 1ª Edição;
- **ISSO 14049: 2000** “*Environmental management - Life cycle Assessment - Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis*”, relativa a exemplos de aplicação da ISO 14041 à definição de objectivo e âmbito e análise de inventário;
- **ISO 14048: 2002** “*Environmental management - Life cycle assessment - data documentation format* », relativa ao formato de apresentação dos dados;
- **ISO 14047 : 2003** “*Environmental management - Life cycle impact assessment - Examples of application of ISO 14042*”, relative a exemplos de aplicação da ISO 14042;
- **ISO 14044: 2006** – “*Environmental management — Life cycle assessment — requirements and guidelines*”, relativa a todas as etapas da análise do ciclo de vida. 1ª Edição;
- **ISO 14040: 2006** - “*Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*”, relativa aos princípios e à metodologia de avaliação do ciclo de vida. 2ª Edição.

A ISO 14044, juntamente com a 2ª edição da ISO 14040, revoga e substituem a ISO 14040: 1997, ISO 14041: 1998, ISO 14042: 2000 e ISO 14043: 2000, sobre as quais foram elaborados relatórios de revisão.

De acordo com a estrutura apresentada na ISO (2006a), a ACV é sub-dividida em quatro fases: definição de objectivo e âmbito, análise do inventário, avaliação do impacte e interpretação de resultados. Apesar de estas fases serem sequenciais, a dinâmica do processo de análise permite a revisão no final de cada uma delas, integrando os resultados dessa revisão nas fases anteriores (Clift *et al.*, 2000).

4.1.2. Estrutura Metodológica da Avaliação do Ciclo de Vida

Definição de Objectivo e Âmbito

A definição do Objectivo e Âmbito fornece a descrição do sistema alvo de avaliação, da função principal do sistema, ou sistemas, em caso de análise comparativa, da unidade funcional do sistema e das fronteiras do sistema. Além disso, importa ainda entender nesta fase, quais os pressupostos do estudo e suas limitações, quais as categorias de impacte, o método de avaliação dos impactes e subsequente interpretação.

Segundo Clift *et al.* (2000), é essencial definir assertivamente o porquê de se realizar a ACV, mormente na definição da unidade funcional, dado que sendo a base comparativa comum a todas as alternativas, assume um papel importante ao longo do processo (Rebitzer *et al.*, 2004).

A ACV, pela sua natureza metodológica, é frequentemente utilizada para comparar soluções alternativas que desempenham uma determinada função (Azapagic *et al.*, 2006). Neste caso, pode ser apenas suficiente considerar as actividades onde estas se diferenciam, isto é, apenas as actividades onde os *inputs* e *outputs* serão diferentes e consequentemente, os impactes serão diferentes (Clift *et al.*, 2000). A focalização exclusiva nos processos diferenciadores, constitui uma estratégia para facilitar a realização da segunda fase da avaliação, Análise do Inventário, pois, diminui o volume de dados necessários.

Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

A fase de análise do ICV tem como principal função, identificar e quantificar os materiais, emissões, produtos e sub-produtos, que constituem os fluxos do sistema avaliado, nomeadamente o fluxo de referência (Curran, 2007).

Os fluxos das matérias-primas ou emissões são denominados de «encargos ambientais», embora a ISO 14044 (2006b) recomende o termo «elementos de fluxo». O conjunto completo de encargos ambientais por unidade funcional, conjuntamente com os *outputs* do fluxo, constitui a Tabela de Inventário, compilando os balanços de massa e energia de todos os processos durante o ciclo de vida (Rebitzer *et al.*, 2004).

Embora por vezes ignorado, o processo de transporte, a ocorrer, deve ser explicitamente incluído pois, no caso da avaliação de gestão de resíduos, esta actividade pode representar uma parte significativa do total dos impactes ambientais (Clift e Wright, 2000)

Para Clift *et al.* (2000), existem duas especificações a ter em conta na fase de análise de ICV. A primeira especificação é relativa à inclusão do rasto das emissões de substâncias com grande, ou

potencialmente grande, impacte, onde se inclui a emissão de compostos clorados como as dioxinas e os furanos, porque, apesar da mínima contribuição para o balanço mássico, podem ter uma contribuição elevada para a significância dos efeitos nocivos das emissões. A segunda especificação, consiste no facto de algumas ACV's englobarem processos que poderão fazer parte de outros sistemas. Nestas situações, recomenda-se a definição de uma base racional para efectuar as alocações de quem provoca os impactes ambientais entre cadeias, sendo particularmente importante quando os processos em causa, fornecerem um fluxo com uma outra função de não a do nosso sistema em avaliação (Tillman *et al.*, 1994).

Por ser uma etapa onde se efectua a gestão de um elevado volume de dados, torna-se útil categorizá-los. Para Robson (2002 citado em Larsson, 2006), os estudos estão intimamente relacionados com o tipo de dados de que dependem, sejam eles Quantitativos ou Qualitativos. Ainda segundo Robson (2002 citado em Larsson, 2006), dentro de cada categoria de dados é ainda possível estabelecer um sub-grupo de dados, os Dados Primários e os Dados Secundários.

Os dados primários consistem naqueles que são recolhidos no decorrer das visitas de campo, *e.g.*, visitas a empresas ou entidades. Estas visitas constituem uma oportunidade para entender e conhecer com maior rigor e profundidade, o funcionamento das actividades que integram o sistema do estudo, possibilitando o contacto com peritos.

Por sua vez, os dados secundários correspondem a todos aqueles que são recolhidos junto de uma qualquer fonte impressa ou da *internet*. Estes dados podem ser provenientes de artigos científicos ou livros, os provenientes de bases de dados ou os provenientes de sítios da *internet*. Em relação a estes últimos, recomenda-se, na medida do possível, apenas a consulta de sítios de empresas ou de organizações nacionais e internacionais, de forma a garantir uma maior fiabilidade.

Nesta fase, e de acordo com a informação disponível, podem ser definidos quais os impactes «Globais» ou «Locais» do ciclo de vida. A definição de impactes «Locais», também denominados como *site-specific*, permitem uma modelação e avaliação de impactes mais eficientes, embora, a elaboração do inventário de impactes seja inerentemente global (Boguski *et al.*, 1996).

Avaliação dos Impactes do Ciclo de Vida (AlmCV)

A tabela resultante da fase de inventário contém uma grande quantidade de informação numérica. Contudo, as principais questões da análise raramente são detectadas no inventário por si só. Deste modo, a AlmCV é a fase onde se tenta entender e avaliar, a magnitude e significância de potenciais impactes ambientais do sistema (Clift *et al.*, 2000).

No entendimento de Pennington *et al.* (2004), o que resulta desta fase é uma avaliação do ciclo de vida do produto, com base na unidade funcional e tendo em conta as categorias de impacte escolhidas. Esta fase é constituída por elementos obrigatórios e opcionais.

O primeiro elemento obrigatório é a selecção de um número gerível de categorias de impactes, de indicadores para os impactes e modelos para quantificar as contribuições dos diferentes *inputs* e *outputs* para as respectivas categorias de impacte (Finnveden, 2000).

Apresentam-se no Quadro 4-1, as categorias de impactes a integrar na fase de AlmCV.

Quadro 4-1. Lista de categorias de impacte a utilizar no âmbito da fase de AlmCV. Fonte: Udo de Haes *et al.*, 1999.

Depleção de Recursos (Categorias Relacionadas com Inputs)
1. Recursos Abióticos (depósitos, fundos, fluxos*)
2. Recursos Bióticos (fundos)
Degradação de ecossistemas e paisagem
3. Solo
Poluição (Categorias Relacionadas com Output)
4. Aquecimento Global
5. Depleção de Ozono Estratosférico
6. Toxicidade Humana
7. Formação Foto-Oxidante
8. Impactes Ecotoxicológicos
9. Acidificação
10. Nutrificação
11. Odor
12. Ruído
13. Radiação
14. Casualidades

* Depósitos são recursos que apenas podem ser consumidos, sem renovação dentro do espaço de tempo considerados (e.g., combustíveis fósseis). Fundos são recursos que são intrinsecamente renováveis mas que podem ser consumidos (e.g. madeira). Fluxos são recursos que podem ser aproveitados mas não são deplectáveis (e.g. vento ou energia solar).

Uma lista padrão de categorias e subcategorias de impactes é também apresentada em Ferreira (2004), na qual são reconhecidos três grupos principais:

Grupo A – Categorias de impacte base – para as quais é proposto um método de caracterização base e correspondem, de um modo geral, às categorias de impacte 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 apresentadas no Quadro 4-1.

Grupo B – Categorias de impacto específicas de um estudo – para as quais é proposto um método de caracterização base/alternativo. Incluem-se neste grupo: impactes do uso de solo (perda da função suporte de vida e perda da biodiversidade); ecotoxicidade (sedimento de água fresca e sedimento marítimo); impactes de radiação ionizante; odor (mau odor no ar); ruído; calor; e, casualidades.

Grupo C – Outras categorias de impacto - para as quais nenhum método de caracterização base é proposto. Incluem-se neste grupo: depleção de recursos bióticos, dissecação e odor (mau odor na água).

A “energia” é deixada de fora da lista de categorias de impacto com base no argumento de que o consumo de energia não é um problema ambiental em si, contribuindo antes para diversos problemas, nomeadamente a depleção de recursos, aquecimento global, acidificação, eutroficação e algumas perturbações.

Os “resíduos sólidos” também não são considerados um problema, mas antes um processo económico (armazenamento de resíduos sólidos) originando emissões para o ar, água e solo, utilizando espaço e produzindo metano, como uma potencial fonte de energia.

Depleção de Recursos (categorias relacionadas com entradas): O conceito de depleção refere-se à ideia de que as reservas de um recurso estão a ser diminuídas pela actividade humana, de modo que o recurso não pode, a longo prazo, servir como entrada para o sistema em consideração. Os impactes directos da depleção de um recurso são (Ferreira, 2004):

- a. redução na oportunidade para futuras gerações terem acesso ao recurso;
- b. a eventual pressão causada nos substitutos; e,
- c. a incapacidade de prosseguir com as actividades dependentes desse recurso.

Impactes indirectos da depleção de um recurso são, por exemplo, a diminuição da população de uma determinada espécie de ave pela alteração do seu habitat, como consequência do corte das árvores de uma floresta.

Poluição (categorias relacionadas com saídas)

As sub-categorias (aquecimento global, depleção do ozono) agregadas na categoria de impacto “poluição” estão diferenciadas nas áreas de protecção (saúde humana e saúde ecológica), podendo observar-se que umas categorias são relevantes para as duas áreas de protecção; por exemplo, a depleção do ozono irá conduzir a um aumento na radiação ultra violeta (UV), a qual é perigosa para as pessoa e para os ecossistemas.

As cargas ambientais podem causar também mais do que um tipo de impacto e são por isso chamadas de “cargas com impactos múltiplos” (Ferreira, 2004):

- Impactes paralelos, referem-se a dois ou mais tipos exclusivos de impactos que são causados pela mesma carga ambiental como, por exemplo, os efeitos tóxicos e a acidificação do SO₂.
- Impactes em série, referem-se a dois ou mais tipos de impactos causados sequencialmente pela mesma carga ambiental como, por exemplo, os metais pesados que podem primeiro causar impactos ecotoxicológicos e posteriormente efeitos toxicológicos humanos.
- Impactes indirectos, são impactos causados por um factor induzido por uma dada carga ambiental, de um tipo diferente dos impactos directamente causados pelas cargas ambientais como, por exemplo, os impactos causados pela toxicidade do alumínio, induzida pela acidificação.
- Impactes combinados, são impactos causados por uma combinação de duas ou mais cargas ambientais, tais como o caso de NO_x com C_xH_y na formação do ozono.

Um exemplo de cadeia de efeito ambiental para aquecimento global é (Guinée *et al.*, 1993 citado em Ferreira, 2004):

Emissões de gases com efeito de estufa → Alteração na força radioactiva (efeito de 1ª ordem) → Alteração da temperatura global (efeito de 2ª ordem) → Subida do nível do mar (efeito de 3ª ordem).

As possibilidades de previsão de efeitos decrescem à medida que a sua ordem aumenta. Em princípio, entradas e saídas devem ser ligadas à mais baixa ordem de efeito, que ainda pode ser claramente relacionada à cadeia de efeito considerada.

Degradação de Ecossistemas e Paisagem

No “Code of Practice” a “utilização de solo” é considerada uma categoria de impacto, conforme mostrado no Quadro 4-1. Contudo, no documento apresentado por Guinée *et al.* (1993 citado em Ferreira, 2004), a “utilização de solo” não é considerada um problema ambiental, mas antes um problema de planeamento físico. Mais importante que a quantidade de espaço utilizado, é a qualidade da utilização do espaço, em termos de degradação do ecossistema, e por isso aqueles autores propõem classificar este aspecto sob o título “degradação do ecossistema físico”, relacionando-se com efeitos como a degradação do ecossistema e paisagem, fragmentação da paisagem, dissecação e introdução de novas espécies, de acordo com Finnveden (1996 citado em Ferreira, 2004).

Apesar de haver 14 categorias de impacte, não se recomenda a sua utilização integral, pela dificuldade na gestão e manuseio de dados. Segundo Udo de Haes *et al.* (Udo de Haes *et al.*, 1999) numa ACV é recomendável incluírem-se os grupos de categorias de impacte das seguintes áreas de protecção:

- a) Uso de recursos;
- b) Consequências para a saúde humana;
- c) Consequências ambientais;
- d) Ambiente antropogénico.

O segundo elemento obrigatório denomina-se de Classificação, que consiste na assinatura dos dados do inventário em relação às categorias de impacto (Ferreira, 2004). Por exemplo, a emissão de 1 kg de CO₂eq é atribuída à categoria de impacte «Aquecimento Global» ou o consumo de 1 tonelada de crude é atribuída à categoria de impacte de «Recursos Abióticos», e assim sucessivamente.

O terceiro elemento obrigatório é a Caracterização do impacte, que consiste na quantificação das contribuições dos impactes seleccionados no sistema, através da utilização de um factor de caracterização que expressa a contribuição de uma unidade de carga ambiental (Ferreira, 2004). A equação que se segue, representa um método geral para o cálculo geral para caracterizar impactes (Pennington *et al.*, 2004).

$$Indicador.de.Categoria = \sum_s Factor.Caracterização.(s) \times Inventário.de.Emissão.(s),$$

onde s representa a substância emitida.

Como foi referido, para além dos elementos obrigatórios existem outros opcionais, embora a sua aplicação dependa do objectivo e âmbito da ACV (Rebitzer *et al.*, 2004). Um desses elementos é a Normalização, que calcula a magnitude de cada resultado do indicador dos impactes em diferentes categorias relativamente a um valor de referência (factor de normalização) (Pennington *et al.*, 2004). Um exemplo de factor de normalização, é a contribuição total de uma nação para uma emissão de um determinado poluente atmosférico. O método de normalização consiste na divisão entre o resultado do indicador e o factor de normalização (Ferreira, 2004).

A Agregação, outro elemento opcional, inclui a ordenação, e possivelmente, a hierarquização de indicadores (Pennington *et al.*, 2004). A Ponderação, igualmente um elemento opcional da AlmCV, tenta converter e agregar os resultados dos indicadores ao longo das categorias de impacte, transformando-os num único resultado, que pode ser uma medida monetária (Clift *et al.*, 2000). O elemento opcional final é a Análise da Qualidade dos Dados (Ferreira, 2004).

A aplicação do elemento Ponderação, sempre foi uma questão controversa no meio científico, em grande medida, porque este elemento é definido a partir de valores sociais, políticos e éticos (Finnveden, 1997), ao passo que as etapas precedentes são baseadas nas ciências naturais tradicionais.

Onde a ponderação é feita para agregar, no limite, todos os impactes num único valor, usualmente expresso em termos monetários, como “custos de danos”, pode ser denominada de Avaliação e interpretada como uma Análise Custo-Benefício (Clift *et al.*, 2000).

Interpretação dos Resultados

É nesta fase que os resultados e conhecimentos obtidos na fase de inventário e avaliação de impactes devem ser combinados à luz do que foi definido no objectivo e âmbito do estudo (ISO 14044, 2006b).

A interpretação do ciclo de vida pode ocorrer em cada etapa da ACV. Por exemplo, se duas alternativas são comparadas e uma delas demonstra ter maior consumo de cada matéria ou de cada recurso, então uma interpretação puramente baseada na fase de ICV pode ser suficiente (Ferreira, 2004). No entanto, se o promotor da avaliação quiser comparar as alternativas ao longo das categorias de impacte, a interpretação deverá ser realizada no final da ACV (Pennington *et al.*, 2004).

Apesar desta dupla funcionalidade, a Interpretação é reconhecida como a fase final da ACV, optando-se assim, por interpretar as conclusões da fase de análise de inventário e da avaliação de impactos serão interpretadas à luz dos objectivos e âmbitos definidos para o estudo (Clift *et al.*, 2000).

4.1.3. Impactes Ambientais e sua Avaliação Económica

A economia é um factor relevante em qualquer processo onde se pretenda comparar opções alternativas, importa ir para lá da esfera meramente ambiental e proceder-se ao cálculo dos custos desses impactes (Curran, 1996).

Existem metodologias que podem ser utilizadas para estimar os efeitos ambientais (externalidades) ocorridos por acção de uma qualquer actividade (Larsson, 1999 e Reich, 2005).

Estas abordagens de avaliação económica de impactes, podem passar pela aplicação de métodos de estimativa dos custos de danos ou dos custos de prevenção dos impactes, baseados na disponibilidade para pagar de modo a controlar ou evitar o dano (Powell *et al.*, 1995). Neste campo de acção, algumas tentativas foram feitas para integrar a análise económica e análise dos aspectos ambientais, como, *e.g.*, na gestão dos resíduos.

Nas secções que se seguem no sub-capítulo 4.2. efectuar-se-á um enquadramento teórico e metodológico sobre a ACB e ACCV, abordando-se a ligação entre ferramentas de avaliação económica e ambiental.

4.2. Análise de Custo-Benefício (ACB)

Segundo Postle *et al.* (1999), é possível dividir a economia em duas categorias: a economia positiva e a economia normativa. Para este autor, a economia positiva tenta explicar e prever a actividade económica, apresentando os factos. Em contraponto, a economia normativa introduz juízos de valor, tentando avaliar os vários aspectos da actividade económica, de modo a aconselhar aos decisores sobre quais são as melhores opções, estabelecendo-se as designadas análises económicas de apoio à decisão.

De um significativo conjunto de procedimentos económicos de apoio à decisão, destacam-se a Análise Custo-Eficácia (ACE) e a Análise Custo-Benefício (ACB) (OCDE, 2006). Estas técnicas variam no seu grau de abrangência, na medida em que este é definido como a extensão de todos os custos e benefícios que fazem parte do âmbito do estudo (Finnveden e Moberg, 2001).

A ACE tem como objectivo estimar os custos associados a diferentes opções, tendo como referência um qualquer aspecto comum a todas elas (Postle *et al.*, 1999). Tal como sucede na ACB, os valores são ajustados às distorções do mercado ou onde não existe mercado de todo (Postle *et al.*, 1999). Está geralmente associado a medidas ou metas que visem diminuir o risco ambiental ou de saúde humana (Aadland e Caplan, 2006).

Pela suas características, nomeadamente por permitir identificar a opção com o menor custo, a ACE é frequentemente utilizada como parte integrante do processo de análise de custos e benefícios (Shapiro, 2008) e de contabilidade do ciclo de vida (Kawauchi e Rausand, 1999), e não tanto como uma metodologia por si.

Quanto à ACB, esta é definida como uma ferramenta analítica de avaliação económica, sendo um termo abrangente para as formas de análise económica que directamente comparam os custos e benefícios de projectos (Cloonan *et al.*, 1999). A ACB em particular, tal como a análise económica no geral, são ferramentas úteis e usualmente aplicadas quando se pretende fornecer informação económica fiável e válida aos decisores (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2000b).

4.2.1. Conceito de Externalidade

Em economia, considera-se que uma externalidade ocorre quando a decisão de um *stakeholder* provoca um impacte no bem-estar de outro *stakeholder* não directamente envolvido no processo,

resultando do facto da possibilidade de ocorrência do impacte não ter sido devidamente acautelada na fase de planeamento (van Beukering *et al.*, 1998).

A possibilidade de estimar os custos das externalidades identificadas, atribuindo-lhes valor económico, deriva de uma função baseada na maximização do bem-estar económico, sendo este definido como o conjunto das necessidades e preferências individuais (Powell *et al.*, 1995).

Ao quantificar externalidades de eliminação de resíduos, estas podem ser agrupadas em duas dimensões. Em primeiro lugar, se a externalidade é um custo (negativa) ou um benefício (positiva), e, em segundo lugar, se a externalidade é fixa ou variável (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2000b).

Benefícios externos (externalidades «positivas») e custos externos (externalidades «negativas»), são conceitos opostos aos tradicionais custos e benefícios internos (ou custos financeiros). Nestes incluem-se os custos de funcionamento de uma unidade de incineração ou de receitas provenientes da venda de energia, por exemplo (van Beukering *et al.*, 1998).

4.2.2. Estrutura Metodológica

O processo de recolha de resíduos pode induzir à degradação da qualidade ambiental, impondo custos externos à sociedade (van Beukering *et al.*, 1998). O valor monetário dessa alteração de bem-estar não é observável no mercado. Contudo, a estimativa dessas externalidades pode ser efectuada através de métodos de avaliação económica de bens não transaccionáveis, identificando custos e/ou benefícios que à partida não seriam monetizáveis (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2000b),

De acordo com Boardman (Boardman, 1996), os princípios gerais para se realizar a ACB de um projecto são:

- a) Definir o grupo referente;
- b) Elaborar um *portfolio* dos projectos alternativos;
- c) Identificar os potenciais impactes (físicos) do projecto;
- d) Prever a quantidade de impactes ao longo da vida do projecto;
- e) Monetizar todos os impactes através de métodos de avaliação económica;
- f) Aplicar uma taxa de desconto para obter os valores presentes;
- g) Somar os custos e benefícios;
- h) Realizar uma análise de sensibilidade;

- i) Seleccionar a opção que possui o maior valor líquido de bem-estar social.

Podendo depender do âmbito e objectivos da sua aplicação, a apresentação dos resultados finais da ACB pode ser feita por Benefício Líquido (BL)² (valor final superior a 0), ou através do rácio entre os benefícios e os custos (valor final superior a 1) (Oka 2003 citado por Yasui, 2005), procurando facilitar a comunicação dos resultados finais aos diversos *stakeholders*.

A aparente simplicidade de processos pode ser substituída por uma complexidade de processos quando se trata de calcular benefícios que têm natureza subjectiva, baseados em preferências individuais (Cloonan *et al.*, 1999). No entanto, Cukier (1997 citado em Ackerman e Heinzerling, 2002) e Mandier *et al.* (1995 citado Ackerman e Heinzerling, 2002) afirmam a subjectividade é parte integrante da ACB, estando presente tanto no cálculo de benefícios como de custos. Possuem um cariz subjectivo, sendo difícil atribuir-lhe um valor monetário fiável.

Esta é uma das principais razões pelo cepticismo na utilização da ACB enquanto ferramenta de apoio à decisão, onde os seus críticos argumentam que a sua principal lacuna é o facto de não assegurar a equidade intergeracional (Ackerman e Heinzerling, 2002) pois, ao utilizarem-se métodos baseados nas preferências individuais poderá sobrevalorizar-se as intenções dos cidadãos mais ricos ou permitir que essa disponibilidade seja flexível consoante interesses individuais (Frank, 2000).

Bruvoll (1998 citado em Reich, 2005) aplicou a ACB com o fim de calcular os custos ambientais de políticas alternativas para a gestão de uma determinada tipologia de resíduos, enquanto Brisson (1997 citado em Reich, 2005), utilizou esta ferramenta para avaliar a hierarquia de resíduos nos países europeus. Estes estudos apresentam os resultados como um único valor, os custos sociais das opções de gestão dos resíduos.

4.2.3. Valor Económico do Activo Ambiental

O conceito de Valor Económico Total (VET) fornece uma medida muito abrangente do que é o valor económico de um activo ambiental (OCDE, 2006). Centra-se na motivação para pagar pelo uso ou conservação de um recurso ambiental, através da sua disponibilidade expressa para pagar (van Beukering *et al.*, 1998), podendo esta basear-se em diversos factores - interesses individuais (presentes ou futuros), a defesa dos interesses das gerações futuras ou a defesa do direito intrínseco à simples existência dos recursos (Santos *et al.*, 2001).

O VET decompõe-se entre Valor de Uso (VU) e Valor de Não-Uso (VNU), ou de uso passivo. Estes, por sua vez, são sub-classificados sempre que tal se justifique.

² BL = Benefício Total – Custo Total

Essas sub-classificações passam pelos valores de Uso Directo (VUD) e Uso Indirecto (VUI), na sub-classificação relativa ao VU, e Valor Quase-Opção (VQO), Valor de Legado (VL) e Valor de Existência (VE), em relação ao VNU (van Beukering *et al.*, 1998). Comum a ambos os valores, uso e não uso, está o Valor de Opção (VO).

Esta classificação dos valores económicos está representada na figura seguinte.

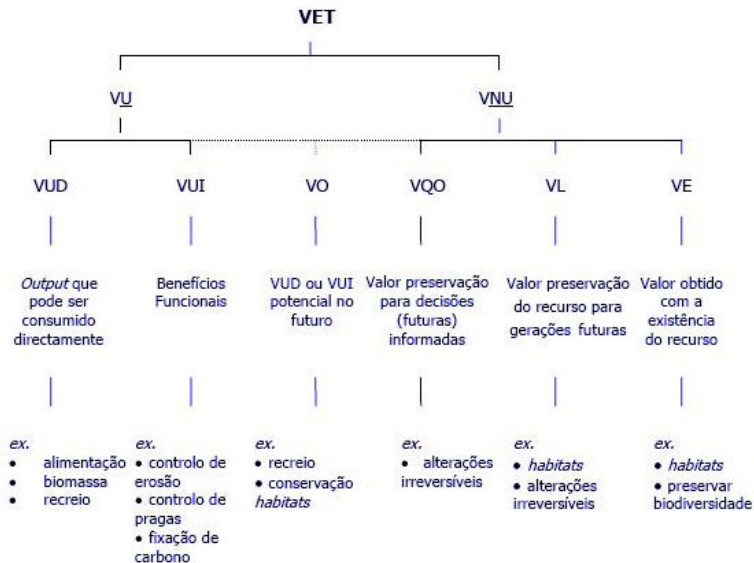


Figura 4-2. Representação do Conceito de Valor Económico (Santos *et al.*, 2001)

Para além das categorias apresentadas existe o Valor Intrínseco (VI), que pode ser definido como sendo o valor residente no activo ambiental e não relacionado com as preferências e/ou necessidades humanas (OCDE, 2006). Contudo, para lá das dificuldades em tornar o VI em algo estimável, é possível assumir que o que as pessoas estão dispostas a pagar por um determinado recurso, independentemente do uso atribuído, pode estar relacionado com o seu VI, conferindo ao recurso um «direito à existência» (Santos *et al.*, 2001).

Avaliação Económica de Activos Ambientais

As metodologias de avaliação económica de recursos ambientais podem ser classificadas de acordo com diferentes critérios. Segundo Santos *et al.* (2001), uma distinção possível resulta da utilização do conceito de curva de procura como base de todo o processo de avaliação.

A curva de procura pode ser interpretada como a relação entre a quantidade pretendida de um qualquer bem e o seu preço (van Beukering *et al.*, 1998), podendo essa relação ser observada na figura seguinte.

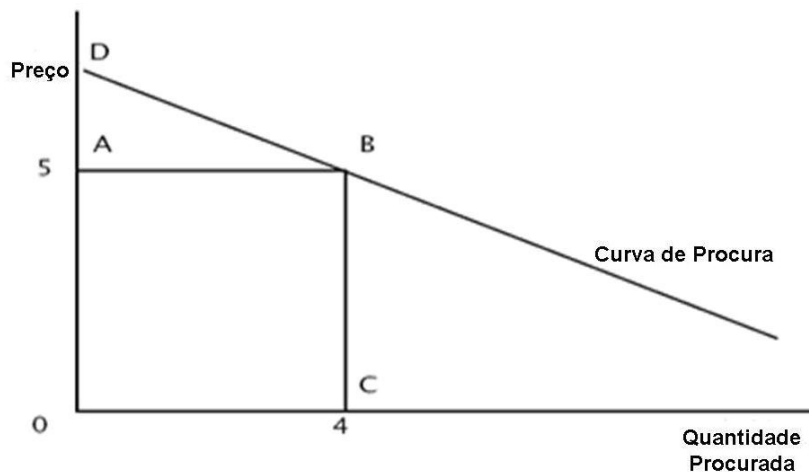


Figura 4-3. Curva de Procura. (van Beukering *et al.* 1998)

A diferenciação entre métodos pode igualmente ser feita pela existência, ou não, de mercado real para o activo avaliado. Segundo Santos *et al.* (2001), quando este existe, a valorização monetária pode realizar-se com base em preços de mercado, eventualmente corrigidos, denominados por «preços sombra». Na hipótese desse mercado real não existir, a avaliação dos activos é efectuada através de metodologias que não são baseadas no valor de mercado (van Beukering *et al.*, 1998), também designados por «preços de mercado substitutos» ou valores «contingenciais» (Santos *et al.*, 2001).

Avaliação Económica Objectiva e Subjectiva

De entre várias designações para categorizar metodologias de avaliação económica, destaca-se a utilizada por Dixon *et al.* (1994), que consiste em categorizá-las entre metodologias objectivas e subjectivas.

Em Dixon *et al.* (1994 citado em Santos *et al.*, 2001), as metodologias de avaliação objectiva procuram traduzir relações físicas de causa-efeito, fornecendo valores objectivos do impacte ambiental de uma dada acção. As metodologias subjectivas baseiam-se numa avaliação dos impactes ambientais através das «preferências declaradas» ou «preferências reveladas ou deduzidas» dos indivíduos em mercados reais ou hipotéticos (OCDE, 2006), baseando-se na utilidade dada ao activo pelo indivíduo (Dixon *et al.* 1994 citado em Santos *et al.*, 2001).

De acordo com Santos *et al.* (2001), entre as metodologias objectivas encontram-se o método de cálculo por Alterações de Produtividade, os Custos de Reposição e de Relocalização, os Custos da Doença e o Capital Humano. Quanto às metodologias de avaliação subjectiva, incluem métodos de estimativa designados por Despesas Preventivas, Preços Hedónicos ou Custo de Viagem, do lado das preferências reveladas, e Avaliação Contingencial, do lado das preferências expressas (van Beukering *et al.*, 1998).

Estas metodologias são apresentadas, respectivamente, no Quadro 4-2 e no Quadro 4-3.

Quadro 4-2. Metodologias objectivas de avaliação económica de activos ambientais (Santos *et al.*, 2001)

Metodologias de Avaliação	Efeitos Ambientais Avaliados	Base de Aplicação Metodologias	Base de Monitorização
Metodologias de Avaliação Objectiva			
Análise de Mercado			
Alterações na Produtividade	Produtividade	Técnica/Física	Preços de mercado (pm)
Custo da Doença	Saúde Humana (Doença)	Técnica/Física	pm
Capital Humano	Saúde Humana (Mortalidade)	Técnica/Física	pm
Análise de Custos (Actuais ou Potenciais)			
Custos de Reposição/Relocalização	Activos Ambientais	Técnica/Física	Despesas actuais ou potenciais (pm)

Quadro 4-3. Metodologias de Avaliação Subjectiva de activos ambientais (Santos *et al.*, 2001)

Metodologias de Avaliação	Efeitos Ambientais Avaliados	Base de Aplicação de Metodologias	Base Monitorização
Metodologias Avaliação Subjectiva			
Análise de Custos (actuais ou potenciais)			
Despesas Preventivas	Saúde Humana, produtividade, activos ambientais	Comportamental (comportamentos revelados)	Despesas actuais ou potenciais (pm)
Análise de Mercados Substitutos			
Métodos Hedónicos			
<ul style="list-style-type: none"> Valor de Propriedade Diferencial de Salários 	Qualidade Ambiental, produtividade Saúde Humana	Comportamental (comportamentos revelados)	Preços de mercado substitutos (psu)
Custos de Viagens	Activos Ambientais	Comportamental (comportamentos revelados)	psu
Análise Mercados Hipotéticos			
Avaliação Contingencial	Saúde Humana, activos ambientais	Comportamental (comportamentos expressos)	Valores contingenciais

Transferência de Benefícios (*Benefit Transfer*)

A escolha de uma metodologia em particular, depende de vários factores, nomeadamente das características dos recursos e dos impactes em avaliação, bem como da disponibilidade de informação e de recursos financeiros, humanos e técnicos (Santos *et al.*, 2001).

Por ser tecnicamente impossível estimar monetariamente todas as relações de causa-efeito, recorre-se por vezes ao método de *Benefit Transfer* (van Beukering *et al.*, 1998). Este método consiste na aplicação de dados estimados anteriormente para um caso semelhante, relativos ao valor económico de recursos que não possuem um mercado real (OCDE, 2006).

Apresentadas as ferramentas de avaliação ambiental e económica de impactes ambientais do ciclo de vida, procede-se ao enquadramento destas duas técnicas na terceira técnica analisada no Capítulo 4, a Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida.

4.3. Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida (ACCV)

Segundo Nakamura e Kondo (2006a), um produto, podendo ser excelente a nível ambiental, nunca poderá ter um uso generalizado se não for viável a nível económico.

Com a consolidação do conceito de desenvolvimento sustentável no léxico do mundo empresarial, a poupança de recursos assumiu grande importância na análise económica e, por conseguinte, da sustentabilidade ambiental de um produto (Nakamura e Kondo, 2006b). Contudo, o aspecto do custo do produto não é só importante em relação aos custos correntes do produto (*e.g.*, aquisição e manutenção), mas sim num sentido mais abrangente, isto é, ao longo do seu ciclo de vida, onde se inclui a fase de fim-de-vida (Nakamura e Kondo, 2006b).

Neste âmbito, surgiu um conjunto de técnicas que permite o cálculo dos custos ao longo do ciclo de vida (ou pelo menos de parte dele), onde se destaca o Custo Total de Propriedade (CTP), a Contabilidade Baseada na Actividade³ (CBA) (Korpi e Ala-Risku, 2008) e a Avaliação do Custo Total (ACT) (Beaver, 2000). No entender de Korpi e Ala-Risku (2008) e Beaver (2000), as três ferramentas mencionadas fazem parte da família dos métodos de contabilidade de custos.

O CTP é uma ferramenta de apoio ao processo de aquisição de um produto e que visa compreender o verdadeiro custo da compra de um serviço (Ellram 1995), sendo utilizado para avaliar e seleccionar um conjunto de fornecedores (Bhutta e Huq, 2002; Rudenauer *et al.*, 2005). Contudo, e segundo Lindholm e Suomala (2004), o CTP centra-se maioritariamente sobre os custos de transacção, não considerando, por norma, os custos da fase operacional.

Apesar das limitações na utilização da técnica de CTP, esta pode ser encarada como a fase inicial do processo de ACCV convencional (White *et al.*, 1996), pois também aqui é necessário estimar os custos de aquisição de um produto ou equipamento, os quais podem ser estimados pelo método do CTP (Lindholm e Suomala, 2004).

³ *Activity-Based Costing*

Quanto a CBA, Emblemsvag (2001) define-o como um método para a análise dos custos decorrentes dos vários processos ao longo do ciclo de vida. No entanto, a técnica de CBA não é facilmente adoptada a todo o ciclo, pois depende de extensas bases de dados de custos de actividade do sistema, exigindo um conhecimento profundo dos processos (Curran, 1996).

Para Korpi e Ala-Risku (2008) a contabilidade associada à actividade interna de numa organização é um termo usualmente utilizado para descrever sistemas de monitorização de custos implementados para entender em que processos ou produtos, os custos ocorrem. No âmbito do CBA, os custos de uma organização podem ser divididos em quatro categorias (Kreuze e Newell, 1994 citados em White *et al.*, 1996), como se observa no Quadro 4-4.

Quadro 4-4. Tabela com a Categorias de Actividade para Alocação de Custos (White *et al.*, 1996)

Categoria de Actividade	Exemplos de Actividade
Manutenção de Instalações	Gestão da unidade, edifícios e terrenos
Manutenção de Produtos	Processo de engenharia, especificações do produto
Actividades de Comando	Organização, fluxos de materiais, inspeções
Actividades a nível de Unidade	Materiais, energia, laboral

A técnica de ACT, que de acordo com Beaver (2000) também é designada por Contabilidade do Custo Total, é uma ferramenta que tem como principal função, integrar, nas avaliações e tomadas de decisão, todos os custos e benefícios derivados de políticas e iniciativas ambientais. Para tal, aplica informação e critérios ambientais nas estratégias de gestão, de forma a identificar, analisar e efectuar estimativas de custo em áreas fundamentais como a energia, os resíduos e prevenção de poluição, tanto internamente como externamente (Korpi e Ala-Risku, 2008).

Contudo, a ACT está geralmente orientada para identificar custos ambientais associados ao processo de fabrico de bens e serviços, não se estendendo ao longo do ciclo de vida (Beaver, 2000).

Apesar de permitirem calcular custos de diferentes etapas da vida do produto, nenhuma das técnicas apresentadas engloba uma perspectiva de ciclo de vida, impedindo o cálculo total dos custos ou dos custos externos de um produto. Por este facto, são usualmente consideradas ferramentas complementares, ou auxiliares, ao cálculo do custo do ciclo de vida (ACCV), e nunca qualificadas como tal (SETAC, 2008).

De acordo com Brady *et al.* (1999) e Weitz *et al.* (1994 citado em Dunk, 2004), a capacidade de inovação “ecológica” do produto, associada à sua sustentabilidade financeira, pode ser atingida por aplicação da técnica de ACCV. Esta análise é fruto da possibilidade da ACCV facilitar a compreensão

dos custos ocorridos e os ganhos ambientais ocorridos, desde a fase de planeamento à fase de eliminação/reciclagem (SETAC, 2008).

Acresce que, estes juízos alinham-se com as conclusões da Direcção Industrial da União Europeia, que nos seus relatórios recomenda a realização de análises de ciclo de vida nas empresas, de forma a aumentar a sua consciência ambiental, e da Agência Protecção Ambiental dos EUA (United States Environmental Protection Agency, 1995) que considerou a estimativa dos custos do ciclo de vida a interface eficaz entre a regulamentação ambiental e os interesses das organizações (Dunk, 2004).

Sendo técnicas que apresentam um certo grau de familiaridade, a ACCV e ACV têm grandes diferenças metodológicas, o que resulta do facto de terem sido desenvolvidas com o objectivo de proporcionarem respostas para diferentes questões (Norris, 2001). A integração de uma análise económica na ACV requer a inclusão de variáveis que não têm uma dependência casual do inventário de fluxos e também dos riscos, o que implica um afastamento da metodologia base da análise do ciclo de vida, que é mais linear e determinística (Nakamura e Kondo, 2006b).

Sendo a ACCV, uma ferramenta utilizada para estimar os custos totais de um produto, é importante englobar na sua análise, e quando o processo ainda se encontra numa fase inicial de desenvolvimento, um cariz de natureza social (Klöpffer, 2003). Isto ocorre para que seja possível estimar as externalidades ocorridas. Esta avaliação poderá passar pelo enquadramento na metodologia utilizada na ACB (SETAC, 2008).

Não obstante as mais-valias na sua aplicação, a adopção da ACCV tem-se caracterizado por ser um processo lento (Lindholm e Suomala, 2004). A inexistência de uma metodologia padrão, é uma das causas usualmente apontadas, resultando em processos demasiado flexíveis, como *e.g.*, na escolha das variáveis ou nas etapas a incluir na avaliação (Rebitzer, 2002).

Outra lacuna apontada à ACCV é a sua dependência em relação aos dados recolhidos, sendo que estes nem sempre são disponibilizados ou representam a realidade (Ardit e Messiha 1999), o que pode dificultar a elaboração de uma avaliação consistente.

Mesmo considerando as limitações mencionadas, para Korpi e Ala-Risku (2008) a ACCV apresenta-se como sendo a ferramenta mais adequada para estimar custos de gestão de um produto ao longo do seu ciclo de vida. Esta ideia é sustentada pelo facto da ACCV conseguir integrar conceitos base da CTP (estimativa de custo de aquisição de um bem ou serviço), da ACT (estimar os custos/benefícios ambientais de uma estratégia) ou do CBA (pela tentativa de modelar todos os custos associados a uma actividade) (Rebitzer, 2003). Para além disso, utiliza as fronteiras do sistema definidas na ACV (análise

ao longo do ciclo de vida do produto) e considera as externalidades do projecto, tal como sucede na ACB (inclui o cálculo dos custos externos ao projecto).

É, então, a transversalidade da ACCV, que permite a comparação entre alternativas e a escolha eco-eficiente por aquela que apresenta melhor desempenho económico, ambiental e social (Rudenauer *et al.*, 2005; Rebitzer, 2002; Norris, 2001).

Na ACCV, o conceito de custos pode estar inicialmente associado aos custos convencionais, ou custos internos. Neste grupo incluem-se custos de investimento ou de operacionalidade, custos laborais ou de responsabilidade civil. Designam-se por custos internos por poderem ser directamente imputados a um qualquer agente no âmbito da sua actividade (Warren e Weitz, 1994).

Fruto da extensão do ciclo de vida além das fronteiras do sistema, é possível integrar os custos das externalidades, ou custos externos, na ACCV (SETAC, 2008). Os custos externos caracterizam-se por se estenderem para lá do sistema, gerando pressões na sociedade e no ambiente como um todo (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2000b). Daqui resulta que estes custos não sejam suportados pelo promotor da actividade, mas sim, pela Sociedade⁴. Exemplos de custos externos são os custos de depleção de recursos, de contaminação dos recursos hídricos ou de efeitos sobre a saúde humana (Ogden *et al.*, 2004).

Para Warren and Weitz (1994), uma análise desta natureza pode ser encarada como uma contribuição para a «tradução» da informação de fluxos e impactes ambientais para informação monetária.

4.3.1. Variantes da ACCV

No seguimento do crescente debate sobre esta temática, surgiram sugestões de como denominar uma avaliação desta natureza e que metodologia adoptar. Desde Warren and Weitz (1994) a Reich (2005), foram surgindo contributos para definir a estrutura padrão da ACCV. No entanto, foi em 2008 que emergiu a contribuição mais consistente sobre que metodologia adoptar para avaliar os custos internos e externos do ciclo de vida. Essa contribuição foi feita pela *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) - *Europe Working Group*.

Em SETAC (2008), estruturou-se a ACCV em três variantes distintas: o Custo Associado ao Ciclo de Vida (CCV) convencional, o CCV ambiental e o CCV social. Na Figura 4-4 apresenta-se um esquema que visa demonstrar, genericamente, a conceptualização da ACCV feita em SETAC (2008).

⁴ Sociedade = Ambiente + Sociedade Civil

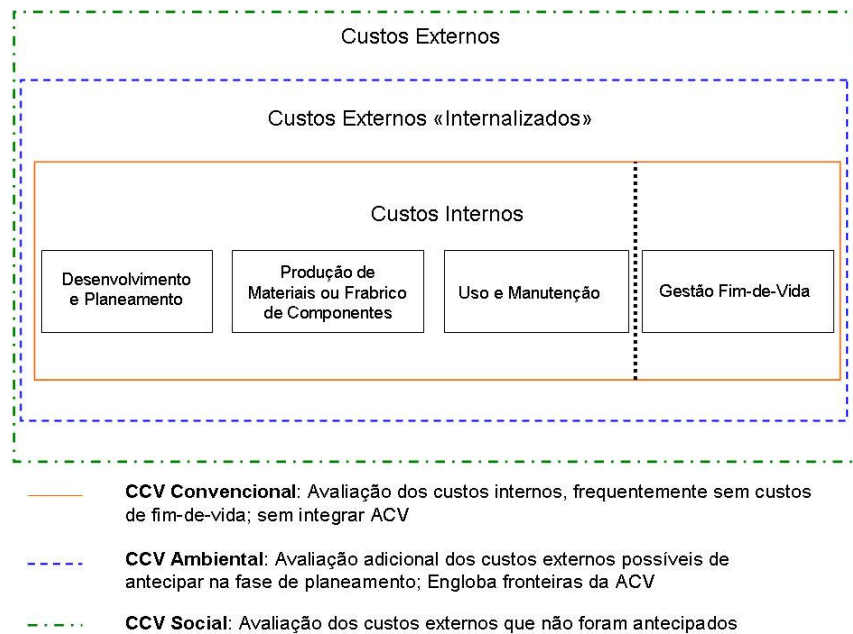


Figura 4-4. Os três tipos de ACCV (SETAC, 2008)

Atráves da figura anterior, verifica-se que o CCV convencional engloba os custos internos do ciclo da vida, embora, por norma, não integre os custos de fim-de-vida (White *et al.*, 1996). Por sua vez, o CCV ambiental, engloba as fronteiras de todo o sistema, estimando os custos externos, cuja acção governamental permitiu internalizar previamente (Rebitzer e Nakamura, 2008). Por último, temos CCV social, que integra, para além dos custos estimados nas duas variantes anteriores, os custos das externalidades, por via da extensão do ciclo de vida (Rebitzer *et al.*, 2008).

Uma característica relevante, e que marca a diferença entre as variantes de CCV, é a sua relação com a variável tempo. Enquanto o CCV ambiental (tal como a ACV) é definido como um *Steady-State Model*, pois assume que as tecnologias permanecem iguais durante o ciclo de vida, as componentes social e convencional são consideradas *Quasi-dynamic models*, porque, embora não sejam modelos dinâmicos, permitem que algumas das suas componentes varie ao longo do tempo (SETAC, 2008).

4.3.2. Custos Internos e Externos

Como foi referido anteriormente, podemos distinguir dois tipos de custos numa ACCV: custos internos e externos.

Os custos internos correspondem aos custos que são suportados directamente por um *stakeholder* (produtor, consumidor, ou outro qualquer agente directamente envolvido na actividade) e que representam os fluxos monetários associados à actividade, como a produção. Constituem-se como custos limitados ao sistema económico, sendo estimados pelo CCV convencional (SETAC, 2008).

Por sua vez, os custos externos definem-se como sendo os custos que não são suportados pelos agentes integrados no sistema (e.g., produtores ou consumidores), isto é, aqueles que promovem o desenvolvimento ou utilização de um produto, mas sim, por um qualquer actor que está para lá do sistema (Roth e Ambs, 2004). Estes custos externos são também denominados por custos de externalidades pelo facto de representarem os custos dos efeitos externos provocados pela actividade e que ocorrerem para lá do ciclo financeiro (interno) do ciclo de vida (no meio ambiente ou social) (Ogden *et al.*, 2004). Dentro do grupo das externalidades, distingue-se três tipologias diferentes (SETAC, 2008):

- a) As externalidades que já foram pagas ao longo do ciclo mas não se incluem no mercado de transações, e.g., taxas municipais de gestão de resíduos ou aumento da segurança das características do produto, beneficiando a sociedade;
- b) As externalidades que podem ser estimadas, não sendo intencionalmente pagas pelos agentes nem estando abrangidas por mercados de transação de bens e serviços (impactes resultantes da emissão de pluentes atmosféricos). Contudo, podem já ter sido internalizadas para o sistema por via da iniciativa de organismos governamentais (por ser expectável resultarem em futuros custos), e.g., as taxas de emissão de CO₂; e
- c) as externalidades que dificilmente são monetarizadas, e.g., quando estão em causa valores estéticos, biodiversidade ou bem-estar social.

Dos três tipos de externalidades apresentadas, ressalva o facto de se poder dividir as externalidades entre as que foram ou podem ser antecipadas e as que não são antecipadas. A discussão entre as externalidades «internalizáveis» ou não «internalizáveis», por ser importante para distinguir as variantes ambiental e social do CCV, revela-se como um ponto essencial para a Análise de Custos Associada ao Ciclo de Vida ambiental (Rebitzer *et al.*, 2004).

Inventário de Custos

Se no caso da ACV é necessário elaborar um inventário dos fluxos registados ao longo do ciclo de vida para poder relacioná-los com impactes ocorridos, no caso da ACCV, a elaboração de um inventário resulta da necessidade de se estabelecer uma relação entre os custos e a sua respectiva natureza (directos ou indirectos, externos ou internos) (Warren e Weitz, 1994).

Num inventário de custos é possível definir diferentes categorias de custos. Numa primeira fase, definem-se os custos significativos do ciclo de vida, onde se incluem os custos pontuais ou ocorridos uma vez (custos de capital) ou os custos recorrentes e anuais (custos de operação e manutenção)

(White *et al.*, 1996). Para além destes, é necessário distinguir entre, custos a curto ou a longo prazo ou custos directos e indirectos do projecto.

Por fim, diferencia-se entre custos de mais fácil contabilização (custos internos) ou de difícil estimativa (custos externos ou menos tangíveis) e custos conhecidos ou custos probabilísticos (custos contingenciais) (White *et al.*, 1996; SETAC, 2008).

4.4. CCV Convencional

A avaliação do CCV convencional foi a primeira, das três variantes, a surgir e, por conseguinte, é a que actualmente possui a estrutura metodológica mais desenvolvida e cimentada no meio científico.

O conceito original do CCV convencional foi originado no seio do Departamento de Defesa dos EUA, em meados da década de 1930, nos seus processos de aquisição de armamento (Asiedu e Gu, 1998). O seu desenvolvimento foi estimulado pelo facto dos custos de operação e manutenção para sistemas de armas atingirem, tipicamente, 75% dos custos totais, relativizando a importância de se obter o mais baixo custo de aquisição.

Segundo Woodward (1997), CCV convencional pode ser definido como um processo que se destina a estimar o custo de aquisição, operação, manutenção e eliminação do produto, assumindo-se como técnica de avaliação económica que determina o custo financeiro total ao longo do seu tempo de vida útil.

Sendo uma técnica que pretende calcular os custos internos de um só agente do sistema (produtor ou consumidor), o cálculo do CCV convencional pode ser aplicado a todo o ciclo de vida do produto, embora a partir da perspectiva do agente em causa (IEC, 2004). Deste modo, e como este método foca os custos internos de um agente, é frequente ignorar os custos de fim-de-vida do produto, especialmente se estes forem suportados por outro agente que não este (SETAC, 2008).

Esta situação leva a que se assuma que o cálculo do CCV convencional não tem qualquer relação de complemento com os resultados obtidos na ACV (SETAC, 2008), o que resulta destas se desenvolverem no âmbito de 2 sistemas distintos. Ao contrário da ACV que pretende avaliar todo o ciclo de vida (Curran, 1996), no caso do CCV convencional, a perspectiva é baseada na acção de um agente de mercado, englobando apenas as etapas onde esse agente assume responsabilidades (SETAC, 2008).

4.4.1. Aplicações e Elementos de Custos

O primeiro objectivo de uma contabilidade de ciclo de vida, é fornecer informação que permita que o processo de decisão seja baseado no custo ocorrido durante todo o ciclo de vida e não apenas com base no preço de aquisição inicial (IEC, 2004). Este método possibilita que se identifique a melhor relação custo-eficácia a partir de uma série de alternativas, de modo a que se consiga alcançar o mínimo custo de propriedade (Barringer e Weber, 1996). Neste caso, equilíbrio entre elementos dos custos é alcançado quando o CCV total é minimizado.

Como foi referido anteriormente, o custo de aquisição é, por norma, o principal (e por vezes único) critério considerado num processo de selecção bens ou serviços, pois, em muitas situações, esta é também a única variável da equação de CCV claramente identificada (Barringer e Weber, 1996). O princípio de funcionamento do CCV convencional insere-se no conceito de que a decisão deve ser tomada tendo em conta todos os custos que sejam possíveis de antecipar. Deste modo, os utilizadores finais podem usar CCV convencional para as seguintes aplicações (IEC, 2004):

- Analisar o sistema conceptual e viabilidade económica dos projectos/produtos;
- Seleccionar produtos ou equipamentos e respectivo fornecedor;
- Identificar os principais contribuidores de custo e melhorar a relação custo-eficácia;
- Testar estratégias e promover benefícios, nomeadamente na redução de custos;
- Monitorizar os custos de manutenção e operação;
- Alocar e otimizar os recursos, mormente na estrutura de manutenção;
- Avaliar métodos alternativos de eliminação e reciclagem de resíduos.

À semelhança do que sucede para a ACV, presentemente também existem normas que definem a estrutura padrão para se efectuar dos custos internos, a ISO: 15663 (2000-2001) e a IEC (2004).

Elementos de Custos

Definir quais as fases, ou combinações de fases, apropriadas, é específico de cada análise, pois depende do âmbito e características do estudo. Genericamente, os custos internos ocorridos são (IEC, 2004):

CCV convencional = Custo Aquisição + Custo Propriedade + Custo de Desactivação

Por seu lado, Raheja (1991) defende o seguinte modelo de cálculo dos custos totais:

1) CCV = custos recorrentes + custos não recorrentes; ou

2) $CCV = \text{capital inicial} + \text{custos garantia} + \text{custos de reparação e manutenção} + \text{custos de operação para os utilizadores finais} + \text{custos de desactivação}$; ou

3) $CCV = \text{custos de fabricante} + \text{custos manutenção e paragens para os utilizadores finais}$;

A SAE (1993 citada em Barringer e Weber, 1996) defende uma estrutura diferente, embora este relacionado mais com o processo de produção:

4) $CCV = \text{custos de aquisição} + \text{custos de operação} + \text{manutenções programadas} + \text{manutenções não programadas} + \text{conversão/desactivação}$

4.4.2. Estrutura Metodológica

A modelação do CCV pode ser encarado como uma simplificação do mundo real, isto é, recolhe as propriedades e características mais importantes de um produto e tenta traduzi-las em relações entre parâmetros e elementos de custo (Kawauchi e Rausand, 1999).

Um modelo simplificado de cálculo do CCV convencional é uma estrutura de contabilidade, que é composta por expressões matemáticas associadas a cada elemento de custo. Dependendo da natureza do estudo, pode ser um modelo específico ou um modelo mais geral, adaptada de outras aplicações (New South Wales Treasury, 2004). Deste modo, modelar os CCV, implica definir a (IEC, 2004):

- a) Estrutura de Análise do Custo (EAC);
- b) Estrutura de Análise do trabalho/produto;
- c) Selecção de categorias de custo;
- d) Selecção dos elementos de custo;
- e) Estimativa de custo.

Quando aplicável também pode englobar:

- f) Aspectos ambientais ou de segurança;
- g) Análise de incertezas e de risco;
- h) Análise de sensibilidade para identificar os custos motrizes.

Dependendo dos objectivos e âmbito do estudo, a análise dos custos internos de uma organização podem assumir sete níveis de análise distintos, indo desde o nível geral, que representa o o próprio cálculo do CCV convencional, ao nível mais específico, que pode passar pelos custos de manutenção.

Para um melhor compreensão de cada elemento da equação de CCV convencional, recomenda-se a leitura do Anexo D de IEC (2004).

Um exemplo de procedimento para estimar o CCV convencional, foi proposta por Fabryck (1991 citado em Barringer e Weber, 1996), sendo composta por onze passos (Figura 4-5).

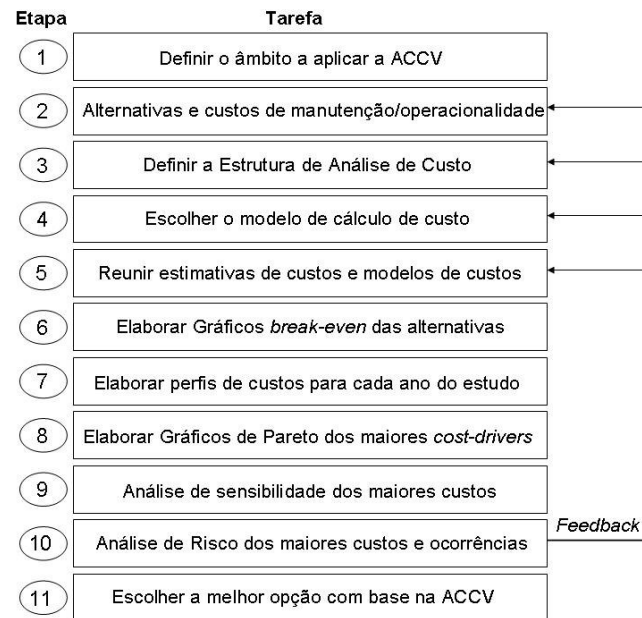


Figura 4-5. Metodologia do CCV convencional (Barringer e Weber, 1996).

Fazendo parte da metodologia apresentada, a EAC caracteriza-se por ser uma estrutura composta por ramificações dos custos ocorridos no ciclo de vida financeiro do produto, caracterizando-se por ser um instrumento útil na gestão dos processos que influenciam os custos do produto (Asiedu e Gu, 1998). Para a sua elaboração, os elementos de custos devem ser identificados individualmente para que possam ser definidos e calculados de acordo com os objectivos e âmbito do estudo de CCV (New South Wales Treasury, 2004).

Permite a análise dos custos ocorridos ao longo das etapas de interesse para o estudo, sendo que numa análise comparativa, serão as etapas diferenciadoras entre as alternativas as que terão maior relevância para a análise (Woodward, 1997). No caso da Estrutura de Análise do produto/trabalho, esta deve incluir a descrição detalha de todos os processos, serviços e dados das etapas do ciclo de vida que foram seleccionadas (Barringer e Weber, 1996). Deste modo, possibilita a identificação do produto em diferentes níveis de detalhe, do nível geral para um nível mais particular.

Na selecção de categorias de custo, é efectuado um agrupamento dos custos representados na EAC, de acordo com a sua natureza, onde os custos de investimento representam os custos para o período

de vida do estudo, enquanto os restantes são calculados numa base anual (IEC, 2004). Após esta categorização inicial, é necessário agrupar todos os custos de base anuais. Estes serão os custos laborais, custos de manutenção, custos de operação, matérias-primas, entre outros.

Na definição de elementos de custos dá-se a combinação entre o elemento identificado na EA produto/trabalho e a respectiva categoria de custo. Os elementos de custos são atribuídos a cada item da EA produto/trabalho (IEC, 2004).

Finda a categorização e definição dos elementos de custos, procede-se à estimativa dos custos internos da organização (Asiedu e Gu, 1998). Aqui, é frequente assumirem-se alguns pressupostos que facilitem os cálculos a efectuar, e.g., qual o tempo médio de reparação, remuneração horária de cada trabalhador, a vida útil de equipamentos (Barringer e Weber, 1996).

4.4.3. Modelos de Estimação de Custos

Sendo os modelos baseados nos elementos de custo do ciclo de vida, são necessários métodos para estimar os parâmetros desses elementos quando se procede a uma análise de contabilidade (Asiedu e Gu, 1998). Dentro dos vários métodos existentes destacam-se os métodos paramétricos, os métodos de custos análogos e os métodos de engenharia, que podem ser usados singularmente, ou em conjunto (New South Wales Treasury, 2004).

a) Modelos Paramétricos

A estimativa paramétrica é a geração e aplicação de equações que descrevem as relações entre os custos horários e os atributos mensuráveis de um sistema (Barringer e Weber, 1996). Deste modo, os métodos paramétricos baseiam-se em parâmetros e variáveis para desenvolver relações de custo. Estas normalmente ocorrem em forma de equações onde, por exemplo, parâmetros como «pessoa×hora» são convertidos em unidades monetárias (IEC, 2004).

Os métodos estatísticos correlacionam informações técnicas e de custos com parâmetros, descrevendo o sistema e resultados em conjuntos de fórmulas, denominadas de Relações de Estimativa de Custos (REC) (Asiedu e Gu, 1998). Uma REC simples, é a relação entre o custo dos edifícios e a área do piso.

Um exemplo aplicado no cálculo do custo de manutenção para um subsistema pode ser analisado na página 33; Ponto 4.5.3.4 de IEC (2004).

b) Modelos Análogos

A estimativa de custos feita por analogia identifica um produto ou componente similar e ajusta os seus custos para as diferenças existentes entre este e o produto alvo (Barringer e Weber, 1996).

Dados históricos actualizados para reflectir a evolução dos custos e os efeitos dos avanços da tecnologia, podem ser utilizados (IEC, 2004). Contudo, apesar da eficácia e da facilidade com que se aplica este método, ele depende fortemente da capacidade de identificar correctamente diferenças entre o caso em equação e o caso utilizado como referência (Asiedu e Gu, 1998). Ainda assim, esta abordagem tende aplicada para novos produtos.

Este método pode ser ilustrado pelo seguinte exemplo, onde a estimativa dos custo e materiais para produção de energia é feita com base em valores de uma antiga instalação (IEC, 2004)

- i. Produto: Produção Energia;
- ii. Fase Ciclo de Vida: Processo de produção;
- iii. Categoria de custo: Peças e Materiais.

Há quatro anos os custos com peças e materiais eram de 220 Unidades Monetárias (UM). A inflação neste período cifrou-se nos 5%. Os custos com peças adicionais são de 50 UM.

Portanto, os custos para a nova unidade de produção de energia são estimado por: $220 \times 1,05 + 50 = 281$ UM.

c) Modelos de Engenharia

O modelo de engenharia é aplicado quando a organização possui bases de dados completas e fiáveis, daí que seja o método mais moroso e dispendioso pois requer um conhecimento detalhado do produto e dos processos (New South Wales Treasury, 2004). Não obstante, a sua aplicação pode ser interpretada como o processo mais preciso para estimar custos (Barringer e Weber, 1996).

Neste método, consideram-se estimativas de tempo e taxas de trabalho, bem como quantidades e preços de material, para estimar os custos directos de um produto ou actividade (Asiedu e Gu, 1998). No modelo de engenharia, existem tempos padrão que podem ser valores de referência da indústria, padrões internos (*in-house*) ou baseados em pareceres de peritos (Barringer e Weber, 1996). O tempo padrão interno é o melhor mas também o mais difícil de desenvolver, enquanto os valores de referência de indústria abrangem diversas actividades.

O exemplo que se segue apresenta de forma sucinta a metodologia do modelo de engenharia, que pode ser analisado na pp 31 de IEC (2004).

Os custos laborais para a operação na instalação necessitam de ser estimados, tendo os seguintes dados:

- i. Produto: Fornecimento de energia;

- ii. Fase do ciclo de vida: Fase de operação;
- iii. Categoria de Custo: Custos laborais.

De acordo com uma avaliação detalhada dos passos de operacionalidade fornecidos pelo departamento de produção, o tempo consumido para a produção de uma unidade de energia fornecida é de 38,80 pessoa.hora. Supondo que o custo laboral é 54,50 UM/pessoa.hora. O custo laboral total de produção de uma unidade é de $38,80 \times 54,50 = 2\,114,60$ UM

4.4.4. Análise de Sensibilidade

De modo a reduzir o grau de incerteza, característico de avaliações quantitativas, devem também ser realizadas análises de sensibilidade aos resultados finais obtidos (Kawauchi e Rausand, 1999). Estas análises podem passar pela introdução de valores mínimos e máximos, para que os parâmetros do modelo nas equações de estimação de custos (Barringer e Weber, 1996) possam variar e daí gerar efeitos no custo de ciclo de vida, o que permite identificar os contribuintes de custo significativos ou outras importantes variáveis (Kawauchi e Rausand, 1999).

Para que estas variações sejam mais facilmente identificadas, é necessário que o modelo de CCV desenvolvido permita que quando parâmetros comuns (custos laborais), são alterados, esta variação se reflecta automaticamente, seja o parâmetro usado ou não (IEC, 2004).

4.5. CCV Ambiental

A necessidade de se desenvolver uma ferramenta económica que nela incorporasse um cariz ambiental, surgiu do facto da ACV ser frequentemente encarada como um obstáculo para o desenvolvimento empresarial, principalmente no curto prazo (Rebitzer e Hunkeler, 2003).

Embora se estenda a todo o ciclo de vida, a ACV não estabelece uma correspondência económica com os impactes do ciclo (Reich, 2005), o que dificulta a compreensão dos resultados obtidos por parte de agente que não especialistas em questões ambientais. Por outro lado, a análise do CCV convencional é limitativa na sua acção, pois apenas estima os custos internos de um *stakeholder*, não abrangendo todo o ciclo de vida, ignorando fase de fim-de-vida (SETAC, 2008).

Face às limitações apresentadas pelas ferramentas mencionadas, julgou-se importante estabelecer uma metodologia que possibilitasse a monetização dos impactes ambientais, funcionando, deste modo, como elo de ligação entre a consciência ambiental e o pragmatismo económico, sendo neste contexto, que surge a análise do CCV ambiental (Hunkeler e Rebitzer, 2005).

Para Reich (2005), o CCV ambiental pode ser entendido como um método de ponderação da ACV. Um dos propósitos dos métodos de ponderação e, por conseguinte do CCV ambiental, é a redução do número de variáveis de decisão para uma quantidade de acordo com as necessidades e para melhor comunicar os resultados dos estudos ambientais.

O objectivo do CCV ambiental passa por complementar a análise efectuada no âmbito do CCV convencional, alargando os seus horizontes (Finnveden e Moberg, 2005), embora seja necessário rigor sempre que a fronteira entre os dois CCV's é estabelecida. Um imposto ambiental poderá ser simultaneamente, um custo financeiro e uma estimativa de um custo ambiental, contudo, se a vertente financeira e ambiental do CCV forem combinadas, deve ser evitada a sua dupla contagem (White *et al.*, 1996).

4.5.1. Complementaridade com ICV

Embora surjam de objectivos distintos, é possível estabelecer uma ligação entre o ICV e o CCV ambiental. Esta relação conduz a que, por vezes, se denomine o CCV ambiental como um modelo de inventário de ciclo de vida baseado numa metodologia de custo de ciclo de vida (Rebitzer e Nakamura, 2008). A complementariedade entre estas ferramentas permite poupar tempo e recursos na sua aplicação.

Por via da complementaridade mencionada, os custos ambientais podem ser estimados através da utilização da informação recolhida na fase de ICV (relativa aos impactes), onde o inventário fornece informação sobre os *input's* e *output's*, aos quais pode ser atribuído um valor através de métodos de avaliação económica (Rebitzer e Nakamura, 2008), desde o método de *benefit transfer* à avaliação contingencial (Santos *et al.*, 2001).

Fora do âmbito dos custos que podem ser calculados a partir da informação do ICV, existem outros custos como com I&D, que não são englobados nas fases de ACV (Rebitzer e Nakamura, 2008). Deste modo, no cálculo do CCV ambiental poderão considerar-se as etapas de I&D, produção de materiais ou componentes, manufactura, uso e manutenção e gestão de fim-de-vida (SETAC, 2008).

Fora do leque de impactes monetizáveis pelo CCV ambiental, encontram-se os activos ambientais que apenas se contabilizam em termos ambientais, seja através de indicadores de impactes ambientais (ISO 14040/44, 2006), seja através de abordagens sociais na análise de ciclo de vida (Dreyer *et al.*, 2006).

4.5.2. Custos Ambientais na Avaliação Económica

Segundo Warren e Weitz (1994), os custos ambientais definem-se como custos de impactes no ambiente natural associados a actividades humanas e que se expressam em unidades monetárias.

Pelo facto de muitos agentes económicos considerarem os custos ambientais como algo intangível, estes são frequentemente ignorados, traduzindo-se na desresponsabilização dos agentes económicos, com consequentes encargos para a sociedade, originando a denominada externalidade (SETAC, 2008). Esta situação pode resultar do nível de desconhecimento face a muitos processos naturais e/ou da ausência de tecnologia que permita avaliá-los, o que impossibilita que se façam estimativas mais eficazes dos custos ambientais (Warren e Weitz, 1994). Para que essa estimativa seja possível, é primeiro necessário compreender os potenciais impactes associados aos *input's* e *output's* de um dado sistema, através de uma avaliação física.

Externalidades «Internalizadas»

Definem-se externalidades como um efeito que não foi devidamente considerado na fase de planeamento de um projecto, conduzindo a impactes em *stakeholders* não envolvidos directamente no processo (SETAC, 2008). Contudo, a evolução científica e tecnológica funciona como um veículo para a avaliação de efeito anteriormente desconhecidos. Deste modo, por vezes é possível antecipar e internalizar as externalidades, passando estas a constar dos custos decorrentes de um projecto como externalidades «internalizadas» (Lichtenvort *et al.*, 2008).

Aqui reside uma das diferenças entre o CCV ambiental e o CCV convencional, pois, ao invés deste, que apenas tem objecto de estudo os custos internos de um *stakeholder* (Lichtenvort *et al.*, 2008), o CCV ambiental, por se estender a todo o ciclo de vida, tem como meta estimar os custos ambientais de um projecto, neste caso, as externalidades que são possíveis de internalizar, por acção das entidades governamentais (Rebitzer e Hunkeler, 2003), englobando os custos de um ou mais *stakeholders*.

O pagamento de licenças de emissão ou de taxas para a gestão de resíduos, são exemplos de externalidades «internalizadas» pelo sistema, pois, neste caso, as entidade reguladoras atribuíram um valor a este tipo pressão ambiental e que se baseia no princípio do poluidor-pagador (White *et al.*, 1996).

Resultante do alargamento do ciclo de vida e cálculo de alguns custos externos, o CCV ambiental pode ser entendido como uma oportunidade de melhoria relativamente à análise feita no âmbito do CCV convencional (Lichtenvort *et al.*, 2008). Assim, define-se a seguinte relação como:

CCV Ambiental = CCV Convencional + Custos Externos Internalizados

4.5.3. Etapas a Considerar no Cálculo de Custos Ambientais

Pela sua natureza metodológica, o cálculo dos custos ambientais não pode ser considerado como uma prática isolada, que começa e se encerra nela mesma. Pelo contrário, a estimativa, e como referido anteriormente, deve ser desenvolvida de forma complementar com a ACV (SETAC, 2008). Deste modo, Lichtenvort *et al.* (2008), tentam definir um conjunto de etapas a considerar no processo do CCV ambiental. Para isso estabelecem as quatro etapas que se seguem⁵:

- 1) Definição de Objectivos e Âmbito
- 2) Recolha de Informação
- 3) Interpretação e Identificação dos pontos cruciais
- 4) Análise de Sensibilidade e discussão

Definição dos Objectivos e Âmbito do CCV ambiental

Importa definir claramente o âmbito e objectivos do CCV ambiental, que pode passar por identificar relações *win-win*⁶ ou estimar os custos dos melhoramentos de mudanças planeadas, entre outros (SETAC, 2008). Se for estabelecida complementaridade com o ICV, a análise deve ser consistente com as fronteiras e unidade funcional definida na ACV (ISO 14040/44, 2006).

Uma das questões a considerar nesta análise, está em compreender as interligações monetárias entre os vários agentes, dado que o custo de um agente pode significar a receita do agente que se encontra na cadeia seguinte. Na figura seguinte apresenta um esquema onde se podem observar possíveis relações entre *stakeholders*.

⁵ embora reconheçam que estas etapas variam de caso para caso.

⁶ Relações de mútuo benefício, onde todas as partes ganham (Pinto, 2007)

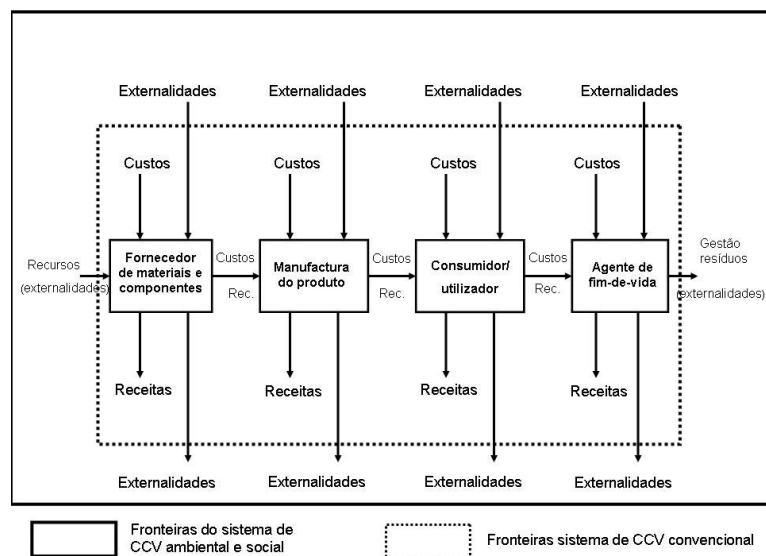


Figura 4-6. Estrutura conceitual do Custo de Ciclo de Vida ambiental (SETAC, 2008)

Recolha de Informação

A recolha de dados está inerentemente ligada à qualidade da informação disponível para o efeito (Lichtenvort *et al.*, 2008). Se uma organização tiver um sistema de recolha de dados eficaz e actualizado, o cálculo dos custos ambientais torna-se menos moroso e complexo (SETAC, 2008)

Identificação e Interpretação dos Pontos Cruciais

Um dos objectivos da ACCV, é conseguir reconhecer os pontos fulcrais do sistema, isto é, distinguir os processos ou etapas que se assumem como os maiores contribuintes para os custos ou impactes (Warren e Weitz, 1994).

A interpretação destes pontos cruciais pode ser feita quantitativa ou qualitativamente. As análises quantitativas são feitas pela análise do investimento feito ou o custos suportados, enquanto as avaliações qualitativas estão associadas a processos de comparação de alternativas, podendo ser influenciadas por critérios não-monetários (Lichtenvort *et al.*, 2008).

Análise de Sensibilidade e Discussão

Pela impossibilidade em recolher todos os dados necessários ou pelo facto de alguns poderem carecer de fiabilidade, por vezes é efectuar uma análise de sensibilidade (SETAC, 2008). Um dos obstáculo à aplicação de análises de sensibilidade, está associado ao facto de, usualmente, apenas se poder variar um parâmetro de cada vez (Kawauchi e Rausand, 1999).

4.5.4. Estrutura Metodológica para o CCV Ambiental

Apesar da inexistência de uma metodologia de referência que estabeleça que fases devem integrar o cálculo do CCV ambiental (Reich, 2005), Rebitzer e Nakamura (2008) apresentam um conjunto de 5 etapas, que se podem interpretar como uma proposta metodológica para calcular os custos ambientais (Rebitzer e Nakamura, 2008), sendo baseada na relação com o ICV.

Procedimento Geral

O processo de CCV ambiental é inicialmente baseado nos dados recolhidos dos processos unitários, os chamados custos directos. Como um processo unitário consiste em vários processos, o nível de agregação varia com a disponibilidade dos dados (Rebitzer e Nakamura, 2008). Os custos indirectos podem ser derivados e alocados por métodos gerais ou por métodos como CBA (SETAC, 2008).

Os custos dos materiais, da energia e de processos operativos, tendem a ser estimados com base nos quantitativos dos fluxos de saída, derivados a partir da unidade funcional da ACV (ISO 14040/44, 2006).

Nesta fase, a perspectiva de custo, no decorrer do ciclo, tem de ser esclarecida, isto porque, o facto de ser considerada receita ou despesa depende, entre outros factores, se estamos a falar de um produtor ou de um consumidor (SETAC, 2008).

Se houver elevados níveis de incerteza relativamente aos custos estimados, é aconselhável uma maior atenção aos custos e pressupostos que diferenciam alternativas avaliadas e aplicar análises de sensibilidade numa base comparativa (Rebitzer e Nakamura, 2008). Deste modo, poder-se-á minimizar a incerteza na comparação sem um esforço adicional na recolha de novos dados.

Definição de Questões Metodológicas Específicas

a. Definição da Unidade Funcional e dos Fluxos de Referência

A unidade funcional deve coincidir com a definida na ACV, pois a avaliação económica é alicerçada nas mesmas fronteiras e na mesma função do produto. Nesta fase deve ser estabelecido um fluxo comum entre as técnicas de avaliação, de modo a que se interpretem adequadamente os resultados obtidos, quer seja relativo a fluxos mássicos, energéticos ou de serviços (Rebitzer e Nakamura, 2008).

b. Definição dos Processos Unitários, da Agregação e Disponibilidade de Dados

Os processos unitários e o nível de agregação podem ser baseados na ACV. No entanto, quando não é necessária uma avaliação tão detalhada, o custo para um dado processo de entrada (e.g., um material) pode ser a resultante de um agregado de custos a montante (Rebitzer e Nakamura, 2008).

Esta é situação representa uma alteração face à ACV, onde um conjunto completo de dados dos processos a montante são recolhidos para se identificarem os impactes ambientais do processo.

É recomendável a utilização de preços de mercado para os *input's* adquiridos ou para os *output's* que seguem para valorização fora da organização (SETAC, 2008). Se o objectivo é identificar os principais custos da organização, apenas devem ser utilizados os custos de *inputs* e de *outputs* suportados por esta.

c. Alocação no CCV Ambiental

A alocação de custos no âmbito do cálculo dos custos ambientais possui duas vertentes distintas. No caso de custos directos, como os custos de co-produtos ou custos de reciclagem, a alocação pode ser efectuada a partir de preços de mercado. Relativamente à alocação de custos indirectos, este processo torna-se bastante complexo, podendo ser auxiliado por métodos como o CBA (Rebitzer e Nakamura, 2008).

Um sistema direccionado para os processos e produtos, possibilita uma alocação mais simples dos custos directos identificados e, eventualmente, identificando custos indirectos. Os custos de gestão de resíduos, sendo indirectos da actividade, por norma fazem parte das despesas gerais da organização, perdendo expressão (Rebitzer e Nakamura, 2008). A alocação feita no âmbito do CCV ambiental possibilita uma conversão directa desses custos, incluindo-os no custo total (Rebitzer e Nakamura, 2008).

Aplicação da taxa de desconto no fluxo financeiro do ciclo

Os instrumento de desconto dos fluxos monetários podem aplicados para calcular fluxos ocorridos em diferentes períodos do ciclo de vida de um produto (GEIR, 2005). Dependendo de factores como, o âmbito e objectivo, a taxa de desconto utilizada altera entre os 0% e os 15%, sendo, em geral, ligeiramente superior à taxa de inflação local (Rebitzer e Nakamura, 2008).

Agregação e Compilação de dados

Uma vez que a informação dos custos é mais variável no tempo do que os dados do ICV, bases de dados estáticas não são usualmente utilizadas para o cálculo do CCV ambiental. Contudo, e se o objectivo é a estimativa de um CCV ambiental mais simples e menos rigoroso, preços e custos de bases de dados podem ser aplicados, fornecendo uma tendência sobre o sistema.

O procedimento específico para a recolha de informação, identificação e quantificação de custos relevantes ao ciclo de vida, relativos a cada processo unitário ou respeitante à agregação de custos

nas diferentes fases do ciclo de vida do produto, pode ser sintetizado da seguinte forma (Rebitzer e Nakamura, 2008):

- a. Identificação de subsistemas ou processos unitários que podem resultar em diferentes custos;
- b. Atribuição de custos aos respectivos fluxos dos processos unitários identificados no passo anterior com o fluxo de saída do processo como unidade de referência (e.g. 1 kg de subproduto);
- c. Identificação de custos adicionais de processos unitários identificados no passo a., que difiram entre as alternativas estudadas (outros custos de operacionalidade ou custos laborais, etc);
- d. Atribuição de custos aos custos dos processos adicionais anteriormente identificados, com o fluxo de saída como unidade de referência;
- e. Cálculo dos custos ambientais de cada processo unitário, por multiplicação dos custos da unidade de referência dos passos b. e d., com as quantidades absolutas fornecidas pelo ICV de todo o sistema;
- f. Agregação dos custos de todos os processos unitários obtidos no passo anterior ao longo do ciclo de vida completo.

Interpretação dos resultados de CCV ambiental

A fase de interpretação é específica do estudo e envolve a verificação da consistência, abrangência e sensibilidade (ISO 14040/44, 2006), de modo a poderem ser encontradas conclusões e recomendações relacionadas com o âmbito. Assim, e tal como efectuada na ACV, o objectivo da fase de interpretação do CCV ambiental consiste em avaliar os resultados obtidos nas etapas anteriores (Rebitzer e Nakamura, 2008). É usual, quando possível, aplicar-se análises de incerteza e de sensibilidade aos dados que, potencialmente, contém um grau de incerteza mais elevado, de variações esperadas (ciclo de vida longo) ou pela escolha dos valores (SETAC, 2008).

No sentido de identificar situações económico-ambientais *win-win*, os resultados obtidos no CCV ambiental devem ser analisados juntamente com os resultados da ACV realizada, facilitando a compreensão da correlação de resultados (SETAC, 2008).

4.6. CCV Social

Por serem consideradas intangíveis, é frequente ignorarem-se as externalidades na fase de planeamento (Warren e Weitz, 1994). Esta prática, conduz a que certos efeitos negativos sejam sentidos, não pelos *stakeholders* envolvidos na actividade, mas sim, pela sociedade, que representa tanto os valores sociais, como valores ambientais (Rudenauer *et al.*, 2005).

Face esta realidade, tornou-se necessário desenvolver uma ferramenta que conseguisse estimar os custos decorrentes dessas externalidades e paralelamente estabelecesse uma ligação com outros custos do ciclo de vida, possibilitando uma avaliação mais abrangente (Rebitzer e Hunkeler, 2003). Deste modo, surge a terceira variante da ACCV, o CCV social.

A análise do CCV social é interpretada como a extensão do sistema macroeconómico, que inclui um largo conjunto de custos, nomeadamente aqueles que são, ou poderão ser, relevantes a longo prazo para todos os *stakeholders* directamente e indirectamente afectados (Lichtenvort *et al.*, 2008).

Uma diferença pode ser identificada entre a variante social e as variantes ambiental e convencional. Se no CCV convencional apenas se englobam *stakeholders* que fazem parte do sistema, na avaliação social são essencialmente os grupos que não estão directamente envolvidos sistema, ou que até ignoram a sua existência, que fazem parte do âmbito de avaliação (Hunkeler, 2006). Portanto, considera-se que a análise do CCV social alarga as fronteiras para lá do sistema inerente ao produto, representando uma nova evolução face ao CCV ambiental, tal como este tinha representado em relação ao CCV convencional (Lichtenvort *et al.*, 2008).

CCV social e a responsabilidade social das organizações

O enquadramento efectuado permite considerar que o CCV social é aplicado para quantificar, em termos económicos, os efeitos ambientais de um projecto na sociedade (Curran, 1996). Ao estender o sistema do ciclo de vida, o CCV social tem como objectivo incluir todos os impactes, sociais e ambientais (Roth e Ambs, 2004).

Deste modo, é possível designar o CCV social como o elo de ligação entre as abordagens de ciclo de vida ambiental e responsabilidade social das organizações, embora isto dependa da perspectiva com que é feita esta consideração (SETAC, 2008).

Podendo a obtenção de um único valor agregado de bem-estar ser considerada benéfica, dado que facilita a sua comunicação, é necessário ter em consideração a elevada incerteza que opção acarreta, não sendo recomendável fazê-lo no âmbito do CCV social para que este se possa comparar relativamente a outros custos (Ackerman e Heinzerling, 2002).

Alargamento do Ciclo de Vida

Tal como o CCV ambiental total era definido como a soma dos custos do CCV ambiental mais os custos externos internalizados, no caso do CCV social, este pode ser entendido como a soma do CCV ambiental mais as externalidades ainda não internalizados (Lichtenvort *et al.*, 2008), como é possível verificar na Figura 4-7. Assim:

CCV Convencional = Custos Internos

CCV Ambiental = CCV Convencional + Custos Externos Internalizados

CCV Social = CCV Ambiental + Externalidades

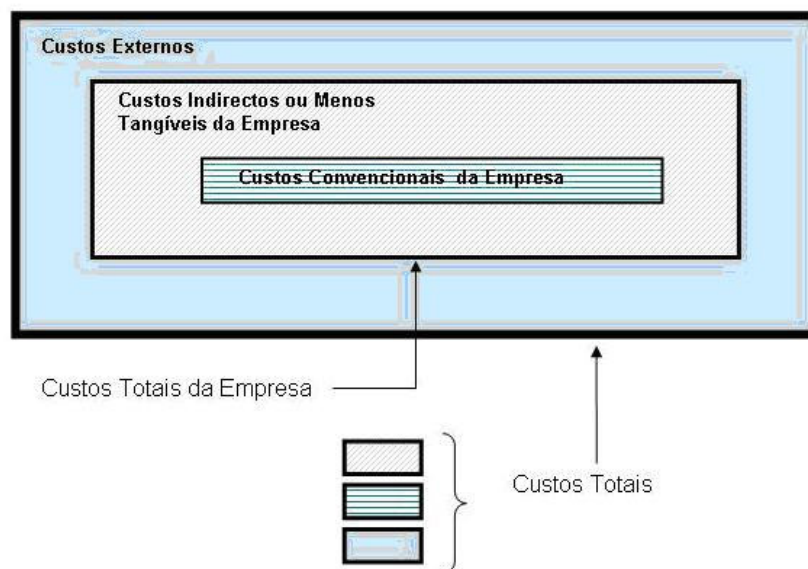


Figura 4-7. Custos do CCV social (White *et al.*, 1996)

Deste modo, é possível aferir que o CCV social inclui todos os custos estimados na análise do CCV ambiental, aos quais soma os custos externos que não são percebidos no imediato (Rudenauer *et al.*, 2005).

4.6.1. As externalidades no Âmbito do CCV social

Na avaliação do CCV ambiental, o objectivo passa pela contabilização dos custos externos já internalizados pelas entidades governamentais (e.g., taxas de emissão de CO₂ ou taxas municipais de gestão de resíduos). No caso do CCV social, são as externalidades ambientais ainda não internalizadas, o objecto de estudo (White *et al.*, 1996), *i.e.*, valor económico de alterações de bem-estar (Ogden *et al.*, 2004).

Este é um factor que distingue o CCV social e ambiental (Rebitzer *et al.*, 2004), pois como foi referido, o último não converte unidades não-monetárias em valor monetário. Estas unidades são contabilizadas em termos ambientais por indicadores de avaliação de impacte ou por via de avaliações sociais do ciclo de vida, como o CCV social (Lichtenvort *et al.*, 2008).

Considera-se que o CCV social visa estimar qualquer tipo de externalidade que pode ser convertida em termos monetários ou até aquelas externalidades difíceis de calcular e que são consideradas apenas de modo qualitativo, *e.g.*, saúde pública e bem-estar social, qualidade no emprego e vida familiar (Ogden *et al.*, 2004).

No entanto, existem limites na aplicação da análise do CCV social, pois nem todas as externalidades detectadas são passíveis de serem convertidas em unidades monetárias, impedindo a sua avaliação económica (Goedecke *et al.*, 2007).

Avaliação Económica das Externalidades Ambientais

Pela sua natureza metodológica, a ACB pode ser interpretada como o princípio base aplicado na avaliação das externalidades ambientais no desenvolvimento da variante social da ACCV (Ogden *et al.*, 2004).

O método de avaliação económica subjectiva “disponibilidade para pagar”, que integra processos de Avaliação Contingencial⁷, é visto como um exemplo da influência proveniente da ACB na tentativa de monetarizar os custos externos no decorrer do CCV social (Lichtenvort *et al.*, 2008), integrando-os no custo do ciclo de vida.

4.6.2. Monetização de Externalidades: Danos Ambientais e Controlo de Poluição

De acordo com Roth e Ambs (2004), as externalidades podem ser calculadas por intermédio de dois métodos: o método directo dos custos de dano e o método indirecto dos custos de controlo de poluição. Por se tratarem de efeitos externos provocados pelo projecto, Ogden *et al.* (2004) considera que muitas incertezas estão associadas aos métodos que os estimam.

Método dos custos de dano ambiental

O cálculo dos custos de dano provocados pelo impacte, é um método bastante complexo, pois exige um conhecimento alargado na fase de avaliação dos efeitos externos ocorridos. Se tomarmos como exemplo o caso da poluição atmosférica, verifica-se que os seus custos se devem, na sua maioria, a

⁷ Vide 4.2. Análise Custo-Benefício

efeitos na saúde, cuja magnitude varia por acção de vários factores, como a densidade populacional (Goedecke *et al.*, 2007).

A esta prática denomina-se Contabilidade de Danos, que pode ser entendida como a «disponibilidade para pagar» pela cessação do efeito por parte de quem é afectado pelo impacte (SETAC, 2008).

Método dos custos de controlo de poluição

O método de custo de controlo de poluição, também designado por Contabilidade de Controlo (Roth e Ambs, 2004), define-se como método indirecto de cálculo dos danos ocorridos e de simples aplicação face ao anterior. As externalidades são calculadas com base nos custos dos planos e equipamentos de controlo e/ou cessação do efeito adverso, *e.g.*, a emissão de gases poluentes (Roth e Ambs, 2004).

Este método indirecto é interpretado como sendo uma aproximação razoável do impacto económico dos danos sociais e ambientais que ocorreriam sem a implementação do sistema de controlo de emissões (Ogden *et al.*, 2004).

4.6.2.1 Metodologia para monetarização das externalidades ambientais. O caso da poluição atmosférica.

Para se calcularem externalidades associadas à poluição atmosférica (*e.g.*, emissão de CO₂, NO_x ou SO₂) através do método dos custos de danos ambiental, é necessário inventariar as emissões de cada poluente provocadas pela actividade económica (Goedecke *et al.*, 2007). Esta tarefa pode passar pela alocação de factores de emissão (FE) aos quantitativos emitidos (Roth e Ambs, 2004). Os FE (quantidade de poluente emitido por unidade de combustível energético consumido) dependem das condições do meio, como do tipo de combustível, da tipologia de ciclo de combustão, do equipamento de controlo existente, entre outros (Williams *et al.*, 2008).

Nesta fase, é recomendável incluir não só as emissões decorrentes das actividades, como também as emissões correspondentes aos processos a montante (Wang 1999 citado em Goedecke *et al.*, 2007). No caso do transporte rodoviário, este ciclo é denominado de *Well to Tank* (Metro do Porto, 2008), e engloba todas as etapas do ciclo de vida do combustível: extracção, produção, refinação, armazenagem, distribuição e consumo (Ogden *et al.*, 2004).

Estando contabilizada a quantidade emitida por cada poluente, é então iniciado o processo de contabilização económica dos efeitos externos daí resultantes (Goedecke *et al.*, 2007). Aqui, o termo de custo de dano é utilizado para representar o custo dos efeitos externos da poluição atmosférica (€/t de poluente emitido) e inclui também as aproximações obtidas através dos custos de controlo de emissão (Roth e Ambs, 2004).

Estudos como o efectuado por Bickel e Friedrich (2005 citado em Steen *et al.*, 2008), demonstram que os custos de danos provocados pela poluição atmosférica são dominados pelos seus efeitos na saúde humana (maioritariamente mortalidade crónica). Os efeitos avaliados estão maioritariamente associados à presença de partículas na atmosfera, directamente emitidas pela queima de combustíveis fósseis.

Os custos de dano são obtidos através de estimativas baseadas nos possíveis custos médicos directamente associados ao impacte ocorrido ou dados obtidos através de métodos de avaliação contingencial (Ogden *et al.*, 2004), sendo designados em Rabl e Spadaro (2000 citado em Ogden *et al.*, 2004) por custos específicos de dados ambientais por poluição ambiental.

Deste modo, o custo económico da externalidade é obtido através da seguinte equação (Roth e Ambs, 2004, Ogden *et al.*, 2004 e Goedecke *et al.*, 2006):

$$\text{Custo_Externalidade} = \text{Custo_Dano} \times \text{Emissão_PoluenteAtmosférico}$$

Quando se avaliam Gases Efeito de Estufa (GEE) que não o CO₂, no seu custo de dano é alocado o seu Potencial de Aquecimento Global (PAQ) (Roth 1999 citado em Roth e Ambs, 2004). O PAQ de uma substância expressa a relação entre a contribuição para a absorção do calor de radiação resultante da descarga instantânea de 1 kg de um gás com efeito de estufa e uma igual emissão de CO₂ integrada ao longo do tempo (Heijungs *et al.* 1992 citado em Ferreira, 2004).

Também, neste caso, se designam por custos específicos de emissão de GEE. Assim, as externalidades destes poluentes são calculadas pelo seguinte método (Roth e Ambs, 2004; Ogden *et al.*, 2004; Goedecke *et al.*, 2006):

$$\text{Custo.Externalidade} = \text{Custo.Dano} \times \text{PAQ} \times \text{Emissão.Poluente.Atmosférico}$$

onde PAQ representa o potencial de aquecimento global da substância i expresso em equivalentes CO₂;

Dado que a incerteza envolvida na estimativa dos custos de danos é elevada, a solução passará por apresentar uma gama de valores, em detrimento de um único valor, optando-se pela melhor estimativa (que pode passar pelo valor médio) (Bickel e Friedrich, 2005 citado em Steen *et al.*, 2008).

Os custos de controlo de poluição, sendo uma via indirecta de cálculo das externalidades, são obtidos pela alocação directa dos custos dos equipamentos de controlo, da formação necessária para a sua operacionalidade e mão-de-obra para a sua instalação (Roth e Ambs, 2004).

4.6.3. Outras Externalidades Ambientais e Externalidades não ambientais

Por acção de uma actividade económica, outros efeitos externos ambientais são sentidos, que não os provocados pela poluição atmosférica (Roth 1999 citado em Roth e Ambs, 2004). Destes, destacam-se as externalidades que resultam do uso e ocupação do solo (edifícios, rede eléctrica), da poluição das linhas de água e do solo, da utilização de recursos naturais, do impacte visual e da poluição sonora (Roth e Ambs (2004). Estes custos externos podem ser estimados através de métodos de avaliação contingencial (Goedecke *et al.*, 2007).

Relativamente à ocorrência de externalidades não ambientais, que também podem ser alvo de cálculo, refiram-se os impactes visuais provocados pela instalação de uma central ou o preço de propriedade, sendo, no entanto, rara a sua estimativa (Roth 1999 citado em Roth e Ambs, 2004).

4.6.4. Taxa de actualização no CCV social

Por norma, nas avaliações económicas das externalidades, os custos referentes ao ciclo de vida são estimados para uma taxa de desconto de 3% (Ogden *et al.*, 2004), estando de acordo com a prática estabelecida em Bickel e Friedrich (2005). Dado que o cálculo das externalidades de um ciclo de vida implica trabalhar com um volume significativo de dados ou de assumir pressupostos aos quais podem estar associadas incertezas, também no CCV social é recomendável efectuar uma análise de sensibilidade, de modo a diminuir o grau de incerteza associada à avaliação (Ogden *et al.*, 2004).

4.7. Conclusões do Capítulo 4

- ✓ A avaliação ambiental de impactes é efectuada através da técnica de Avaliação de Ciclo de Vida, cuja metodologia é definida por uma série de Normas ISO;
- ✓ A Avaliação de Ciclo de Vida é constituída por 4 fases distintas, as quais permitem elaborar um inventário dos fluxos de entradas e saídas dos processos unitários e identificar e avaliar os impactes ocorridos no sistema;
- ✓ A Análise Custo-Benefício é uma ferramenta que permite converter as externalidades ambientais do sistema em unidades monetárias, por aplicação de métodos de avaliação económica objectivos e subjectivos. Pode ser aplicada no âmbito de uma análise de custo-eficácia;
- ✓ As externalidades podem ser classificadas como positivas ou negativas e como já internalizadas por métodos de avaliação económica ou por internalizar;

- ✓ A ACCV apresenta três naturezas distintas: a natureza financeira (convencional), ambiental e social;
- ✓ É apresentada a estrutura geral para aplicação da técnica de CCV convencional. Este permite estimar os custos internos ao longo do ciclo de vida, relacionando-se com outros métodos de contabilidade financeira;
- ✓ Define-se a metodologia do CCV ambiental, onde os dados do inventário ambiental servem de base à definição do âmbito da sua análise, sendo fonte de informação numérica. Esta técnica tem como objectivo estimar os custos dos impactos já internalizados pela acção de entidade governativas;
- ✓ O cálculo do CCV social é baseado na estimativa dos custos das externalidades do sistema, através de métodos de custos de danos ambientais ou custos de prevenção dos danos. Prevê igualmente a estimativa de externalidades não ambientais.

Capítulo 5. Proposta Metodológica para Avaliação Ambiental e Económica das Externalidades no Ciclo de Vida

Neste capítulo, apresenta-se a proposta de metodologia para a análise ambiental e económica de ciclo de vida. A estrutura metodológica consiste na técnica de Análise dos Custos associados ao Ciclo de Vida, englobando conceitos da ferramenta de ACV e de métodos de avaliação económica de externalidades.

A metodologia é apresentada na Figura 5-1, onde se esquematizam as etapas que devem englobar uma avaliação desta natureza.



Figura 5-1. Esquema da estrutura metodológica a aplicar na Avaliação Ambiental e Económica das Externalidades no Ciclo de Vida

O esquema apresentado na figura anterior permite demonstrar que o processo de avaliação ambiental e económica das externalidades é dinâmico. Quando se inicia o processo de inventário dos fluxos do ciclo de vida, paralelamente, pode-se principiar o cálculo dos custos internos. Isto ocorre porque já foram definidos no âmbito do estudo as etapas que integram as fronteiras do sistema.

Após o término da etapa de AlmCV, deve-se iniciar o processo de cálculo dos custos ambientais, simultaneamente com a fase de interpretação dos resultados da avaliação ambiental, pois o ICV e a avaliação dos impactes já foram concluídos.

Finda a interpretação dos resultados de cada técnica de análise de ciclo de vida, os mesmos são discutidos com vista à identificação da solução mais favorável.

De seguida, apresenta-se todo este processo de forma mais detalha, dividindo-se entre Análise Ambiental (5.1.) e Análise Económica (5.2.).

5.1. Avaliação Ambiental do Ciclo de Vida

A componente ambiental da metodologia assemelha-se a uma ACV. Como tal, devem ser aplicados os requisitos e a estrutura constantes da ISO 14040/44 (2006). Contudo, na definição desta proposta metodológica, foram igualmente considerados os contributos de Clift *et al.* (2000), de Boguski *et al.* (1996), de Pennington *et al.* (2004) e de Rebitzer *et al.* (2004).

5.1.1. Definição do objectivo e âmbito do estudo

Uma análise de ciclo de vida deve demonstrar claramente quais os propósitos do estudo, que tipo de informação se pretende apurar, qual a aplicação pretendida, se os resultados servirão para uma análise comparativa (Pennington *et al.*, 2004). Por sua vez, o âmbito do estudo deve ser delimitado de forma a assegurar que o estudo conseguirá cumprir os seus objectivos (ISO 14040/44, 2006).

A unidade funcional deve representar a quantificação das funções identificadas, funcionando como referência a partir da qual, todos os *inputs* e *outputs* são relacionados, permitindo efectuar análises comparativas entre sistemas (Reich, 2005). Por outro lado, as fronteiras do sistema devem representar claramente o âmbito do estudo de Clift *et al.* (2000). É nesta fase que se define quais as etapas, processos e fluxos a incluir ou excluir do ciclo de vida, funcionando como fluxo de referência (Reich, 2005).

Quando o objectivo passa pela avaliação comparativa, deve-se apenas incluir as etapas e processos que diferenciem as alternativas, de modo a simplificar o processo (Clift *et al.*, 2000). É também nesta fase, que se devem estabelecer os critérios de exclusão de dados a utilizar no estudo (*cut-off*) (SETAC, 2008).

5.1.2. Inventário dos fluxos do ciclo de vida

A fase de inventário do ciclo de vida deve englobar as etapas recolha de informação e a quantificação dos *inputs* e *outputs*, caracterizando-se por ser um processo interactivo (Boguski *et al.*, 1996).

A categorização de dados (Quantitativos ou Qualitativos), segundo Robson (2002 citado em Larsson, 2006), poderá ser incluída de forma a identificar as fontes da informação recolhida, controlando o processo de recolha de dados tendo em conta a sua origem (Dados Primários e os Dados Secundários).

Após a recolha de dados, procede-se ao tratamento de dados para elaborar inventário de cada processo do sistema (SETAC, 2008), no qual se incluem as seguintes etapas (Rebitzer *et al.*, 2004):

- a) validação dos dados recolhidos;

- b) correspondência entre os dados e os processos do sistema; e
- c) correspondência do dados para com o fluxo de referência da unidade funcional.

O cálculo dos fluxos energéticos deve considerar factores como as diferentes fontes de combustíveis e electricidade utilizadas, a eficiência da conversão ou a distribuição do fluxo energético (Pennington *et al.*, 2004), relacionando-se sempre com a unidade funcional e os processos unitários definidos (Ferreira, 2004).

Se possível, e de acordo com a informação disponível, devem ser definidos quais os impactes «Globais» ou «Locais» do ciclo de vida (Curran, 1996).

Quantificação de emissões atmosféricas

A quantificação das emissões de poluentes pode efectuar-se através do método de *benefit transfer* ou por aplicação de factores de emissão (Roth e Ambs, 2004). Para ponderação dos factores de emissão recomenda-se a metodologia de EMEP/CORINAIR (Barros *et al.*, 2004).

Para além das emissões decorrentes das actividades, devem ser incluídas as emissões ocorridas nos processos a montante das actividades do ciclo de vida que também contribuem, ainda que indirectamente para o valor global de emissões do ciclo de vida em estudo (Wang 1999 citado em Goedecke *et al.*, 2007).

A atribuição de factores de caracterização para ponderar a contribuição da substância emitida para a categoria em particular, deve igualmente ser considerada (GEIR, 2005). Deste modo, a emissão de um poluente atmosférico assume a seguinte expressão geral:

$$Emiss\tilde{a}o.Pol\tilde{u}ente = FE \times N\acute{ı}vel.Actividade \times Factor.Caracteriza\tilde{c}\tilde{a}o \times Emiss\tilde{a}o es.Mo\tilde{n}tan\tilde{t}e$$

onde Nível de Actividade corresponde aos parâmetros relacionados com a actividade poluidora, o Factor de Emissão representa a quantidade de poluente emitido por unidade de combustível energético consumido, o Factor de Caracterização expressa a contribuição de uma unidade de carga ambiental e as Emissões a Montante representam as emissões ocorridas antes do ciclo de vida (Barros *et al.*, 2004).

Após o término do processo de inventário do sistema, recomenda-se uma reavaliação do âmbito, e por conseguinte, das fronteiras do sistema (Clift *et al.*, 2000). Deste modo, é possível saber se haverá a necessidade de efectuar qualquer ajustamento face ao inicialmente planeado que pode advir, por exemplo, da ausência de dados (Pennington *et al.*, 2004).

5.1.3. Avaliação dos impactes ocorridos ao longo do ciclo de vida

Na fase de AlmCV avaliam-se os impactes inventariados na fase anterior (Boguski *et al.*, 1996). Essa avaliação é realizada por acção de elementos obrigatórios e, se possível, com inclusão dos elementos opcionais (Pennington *et al.*, 2004).

O primeiro elemento obrigatório é a selecção das categorias de impacte, indicadores para os impactes e modelos para quantificar as contribuições dos diferentes *inputs* e das emissões para as respectivas categorias de impacte (ISO 14040/44, 2006).

As categorias de impacte seleccionadas devem ser escolhidas do conjunto apresentado no Quadro 5-1:

Quadro 5-1. Lista de categorias de impacte a utilizar no âmbito da fase de AlmCV

<i>Categorias Relacionadas com Input</i>
<i>1. Recursos Abióticos (depósitos, fundos, fluxos)</i>
<i>2. Recursos Bióticos (fundos)</i>
<i>3. Solo</i>
<i>Categorias Relacionadas com Output</i>
<i>4. Aquecimento Global</i>
<i>5. Depleção de Ozono Estratosférico</i>
<i>6. Toxicidade Humana</i>
<i>7. Impactes Ecotoxicológicos</i>
<i>8. Acidificação</i>
<i>9. Nutrição</i>
<i>10. Ruído</i>

Ponto de partida genérico para fixar as categorias de impacte (Ferreira, 2004):

- 1 – as categorias devem, em conjunto, permitir uma avaliação abrangente dos impactes relevantes, como correntemente entendidos (*completeness*).
- 2 – as categorias devem ter um mínimo de sobreposição e evitar dupla contagem a menos que isso seja requerido pelos objectivos e âmbito do estudo.
- 3 - as categorias devem ser internacionalmente aceites, *i.e.*, baseadas num acordo internacional ou aprovadas por um organismo internacional competente.
- 4 – o número total de categorias de impacte não deve ser demasiado elevado.

Pontos de partida para a selecção de categorias num estudo de ACV específico (Ferreira, 2004):

1 – as categorias de impacte seleccionadas devem ser consistentes com os objectivos e âmbito do estudo de ACV.

2 - as categorias de impacte seleccionadas devem formar uma série compreensiva de assuntos ambientais relacionados com os objectivos e âmbito do estudo ACV.

Definidas as categorias, os impactes devem ser classificados. A classificação de impactes consiste na atribuição de um valor estimado na fase de ICV a uma categoria de impacte (Pennington *et al.*, 2004). Após a sua classificação, o impacte deve ser caracterizado, o que consiste na quantificação das contribuições dos impactes (multiplicação das quantidades identificadas no ICV pelo respectivo factor de emissão, somando o resultado para obter um valor único por indicador da categoria) (Pennington *et al.*, 2004).

A aplicação dos elementos opcionais (normalização, agrupamento e ponderação), deve ser meditada consoante a informação disponível e o conhecimento da técnica de ACV por parte dos utilizadores (Clift *et al.*, 2000). Contudo, é recomendada a utilização do elemento Normalização, que permite dimensionar a magnitude dos impactes. A inclusão da Normalização relaciona-se com a tentativa de aumentar a precisão do estudo. Pode igualmente ser equacionada a inclusão do elemento Ponderação (atribui pesos relativos aos valores previamente normalizados), por este poder facilitar a comparação entre sistemas (Pennington *et al.*, 2004).

5.1.4. Interpretação dos resultados da avaliação ambiental

Nesta fase, os resultados e conhecimentos obtidos na fase de ICV e AlmCV devem ser combinados à luz do que foi definido no objectivo e âmbito do estudo (ISO 14040/44, 2006). As conclusões provenientes dessa «combinação» devem ser utilizadas para a geração de melhoramentos a nível ambiental no sistema estudado (Boguski *et al.*, 1996), juntamente com a informação proveniente da ACCV (Lichtenvort *et al.*, 2008).

5.2. Análise Económica do Ciclo de Vida

5.2.1. Intersecção de CCV ambiental e social

Como foi referido no Capítulo 4, a fronteira entre o CCV ambiental e o CCV social é por vezes muito ténue (Lichtenvort *et al.*, 2008). A categorização das externalidades e consequente inclusão na variante ambiental ou social, são exemplo dessas dificuldades, que poderão ocorrer durante o processo de ACCV.

De forma a simplificar a avaliação económica das externalidades do ciclo de vida, recomenda-se a união entre o CCV ambiental e social. Desta fusão estabelece-se o CCV Ambiental, como se apresenta em seguida.

Custo ambiental \cap Custo social = Custo Ambiental

Esta opção alicerçada no facto Roth e Lambs (2004) considerarem que ao atribuir-se um valor económico às externalidades se está, ainda que indirectamente, a avaliar os custo ambientais na própria sociedade.

5.2.2. Inventário de Custos

No quadro seguinte apresenta-se um inventário de parâmetros de custos relativos ao CCV convencional e CCV Ambiental. Estes custos podem ser categorizados de diferentes maneiras, resultando essa variação do objectivos e âmbito do estudo. A categorização que se apresenta no Quadro 5-2 pode ser interpretada como um contributo para definir a estrutura de inventário de custo para aplicação na ACCV.

Quadro 5-2. Inventário de custos do CCV convencional e ambiental (White *et al.*, 1996)

Custo do Ciclo de Vida	
Convencional	Ambiental
Custos Internos Directos	Custos Indirectos e/ou Ocultados
Investimento Inicial	Gestão e Armazenamento de Resíduos
Amortizações Anuais	Monitorização Ambiental e Controlo de Poluição
Instalações	Prevenção de Acidentes e Danos Ambientais
Equipamentos	Seguros Ambientais
Investimento Gradual	Coimas e Penalizações
Laborais	Custos Externos Probabilísticos ou Menos Tangíveis
Operação e Manutenção	Emissão de Poluentes Atmosféricos
Materiais Subsidiários e Energia	Depleção de Recursos Naturais
Serviço Público: Água, energia, sistema de esgotos	Ocupação do Solo
Custos Internos Indirectos	Custos de Propriedade
Armazenamento e Tratamento de Resíduos	Custo de Doença
Monitorização Operacional e Ambiental Formação Profissional	

Custo do Ciclo de Vida	
Convencional	Ambiental
Plano de Prevenção e Emergência Outros Custos (I&D, acidentes pessoais, consultoria e acessoria, limpeza contabilidade, etc)	Poluição Sonora e Visual

5.2.3. Avaliação dos Custos Internos do Ciclo de Vida

É através da estimativa dos custos convencionais do ciclo de vida que se calculam os custos internos - directos e indirectos - suportados por uma organização no decorrer de qualquer actividade da sua responsabilidade. Propõe-se, genericamente, dividir os custos internos nas seguintes variáveis (IEC, 2004).

CCV convencional = Custos não recorrentes + Custos recorrentes;

CCV convencional = Custo da fase de concepção e planeamento + Custo da fase de *design* e desenvolvimento + Custo da fase manufaturação + Custo da fase de operação e manutenção + Custo da fase de desactivação ou eliminação

Para um melhor compreensão de cada elemento da equação de CCV convencional, recomenda-se a leitura do Anexo D de IEC (2004, pag 61 a 105)⁸.

No cálculo do CCV convencional, devem ser definidos os seguintes elementos (IEC, 2004):

- a) EAC e estrutura de análise do produto/trabalho;
- b) Selecção de categorias de custo e selecção dos elementos de custo;
- c) Estimativa de custo e apresentação de resultados;
- d) Aspectos ambientais ou de segurança;
- e) Análise de incertezas e de risco e análise de sensibilidade para identificar custos motrizes.

Numa análise comparativa, é importante assegurar que as etapas que podem diferenciar as alternativas, devem englobar a EAC (SETAC, 2008). Na selecção de categorias de custo é efectuado, de acordo com a sua natureza (base pontual ou base anual), um agrupamento dos custos representados na EAC. Na definição de elementos de custos deve ser efectuada a combinação entre o elemento identificado na EA produto/trabalho e a respectiva categoria de custo.

⁸ A Norna IEC é apresentada simultaneamente na língua francesa (página par) e na língua inglesa (página ímpar).

Na etapa de estimativa dos custos internos da organização, é frequente assumirem-se alguns pressupostos que facilitem os cálculos a efectuar, e.g., tempo médio de reparação, remuneração horária de cada trabalhador ou a vida útil de equipamentos.

Os custos internos devem ser estimados através da aplicação, isolada ou em complemento de três métodos: o método de engenharia, modelo análogo e modelo paramétrico. A escolha de qual, ou quais, métodos devem ser utilizados, dependerá da informação disponível e dos pressupostos assumidos (IEC, 2004).

No sentido de auxiliar a contabilidade dos custos, ferramentas como a CBA, o CTP e a ACT, (Korpi e Ala-Risku, 2008 e Beaver, 2000), podem servir de complemento para a contabilidade de custos do CCV convencional (SETAC, 2008).

Recomenda-se a leitura do Anexo C de IEC (2004) para uma melhor compreensão dos passos que genericamente constituem o modelo de análise do CCV convencional de uma organização.

5.2.4. Avaliação Económica das Externalidades

A etapa de avaliação do CCV Ambiental deve ser interpretada como tendo duas fases distintas: o custo decorrente da internalização, parcial ou total das externalidades (externalidades internalizadas) e o custo das externalidades.

A primeira vertente, é por princípio baseada no ICV. A relação entre o cálculo dos custos ambientais e os dados do ICV é aplicada para aproveitar a identificação dos fluxos de *inputs* e *outputs* do ciclo de vida, simplificando-se todo o processo de recolha de informação (SETAC, 2008). Deste modo, a unidade funcional e as fronteiras do sistema devem ser idênticas ao definido na ACV.

Por se utilizarem dados da tabela de inventário, os processos unitários a figurar no estudo englobam os estabelecidos na ACV, embora se possa igualmente incluir outros processos na avaliação. Também os custos atribuídos aos respectivos fluxos do sistema terão as mesmas unidades utilizadas na ACV, sendo o *output* do processo a unidade de referência.

Fazem parte desta tipologia de custos ambientais, as taxas para gestão dos resíduos (taxas de depósito em aterro ou incineração), os custos com monitorização ambiental, custos com planos de prevenção de acidentes e danos ambientais, I&D, seguros e licenças ambientais, coimas e penalizações. Se a organização estiver abrangida pelo regime de licenças de emissão de CO₂eq, os custos de transacção das licenças de emissão também funcionarão como custos de externalidades já internalizadas.

No grupo de externalidades não internalizadas incluem-se efeitos na saúde, nos ecossistemas, nos recursos naturais (ISO 14040/44, 2006), nos edifícios ou campos cultivados (Udo Haes *et al.*, 1999) ou no bem-estar social e material e respectivos impactes económicos (Lichtenvort, 2008).

Dentro do grupo das externalidades, destacam-se as provocadas pela emissão de poluentes pois são usuais em processos de gestão de resíduos. Existem diversos métodos para se calcularem os efeitos externos não internalizados, aplicando-se na metodologia proposta, dois métodos apresentados em Roth e Ambs (2004): o método de custo de dano e o método do custo de prevenção.

5.2.4.1 Externalidades Atmosféricas

A avaliação das externalidades atmosféricas através do método de custos de danos ambientais, requer saber as emissões identificadas para cada poluente (Goedecke *et al.*, 2006).

Depois de quantificadas as emissões, é efectuada a respectiva contabilização económica (Goedecke *et al.* (2006). A monetarização das externalidades atmosféricas é realizada através da multiplicação entre as emissões de poluente e o respectivo custo de dano atribuído ao poluente (Roth e Ambs, 2004).

Os valores de custos de danos «atmosféricos» são obtidos através de fontes bibliográficas, como Bickel e Friedrich (2005); SETAC (2008), ou por métodos de avaliação contingencial (Ogden *et al.*, 2004), sendo designados por custos específicos de dados ambientais por poluição ambiental (Rabl e Spadaro 2000 citado em Ogden *et al.*, 2004). Assim, o custo da externalidade «atmosférica» pode ser obtido através da seguinte equação (Roth e Ambs, 2004; Ogden *et al.*, 2004; Goedecke *et al.*, 2006):

$$Custo.Externalidade = Custo.Dano \times Emiss\tilde{a}o.Poluente_i$$

Em relação aos GEE que não o CO₂, o seu custo de dano deve ser determinado pela alocação do seu PAQ (Roth 1999 citado em Roth e Ambs, 2004):

$$Custo.Externalidade = Custo.Dano \times PAQ \times Emiss\tilde{a}o.Poluente_i$$

onde onde PAQ representa o potencial de aquecimento global da substância i expresso em equivalentes CO₂;

Recomenda-se igualmente o cálculo dos custos de prevenção do impactes por poluição atmosférica. Numa avaliação dos custos externos, o seu valor real será a combinação de custos de dano e de custos de prevenção (Lichtenvort *et al.*, 2008).

Os custos de prevenção caracterizam-se por serem os custos de práticas de gestão (como a poupança de energia ou o aumento da eficiência de processos) que são objecto de estimativa. Esta pode ser realizada através da seguinte equação:

$$Custo.Externalidade = Custo.Prevenção \times Emiss\tilde{a}o.Poluyente_i$$

5.2.4.2 Externalidades Não Atmosféricas

Relativamente externalidades não originadas por poluição atmosférica - uso e ocupação do solo; poluição das linhas de água e do solo; utilização de recursos naturais; impacte visual; custo de propriedade e poluição sonora (Roth 1999 citado em Roth e Ambs, 2004) - os seus custos devem ser estimados através de metodologias de avaliação económica subjectiva, nomeadamente, por avaliação contingencial ou preços hedónicos (Roth e Ambs, 2004).

5.3. Conclusões do Capítulo 5

- ✓ A proposta metodológica apresentada no presente capítulo tem como objectivo avaliar, em termos ambientais e económicos, as externalidades ocorridas ao longo do ciclo de vida;
- ✓ O método escolhido assenta no conceito de Análise de Custos Associados ao Ciclo de Vida;
- ✓ A metodologia é composta por 9 etapas e divide-se em duas áreas distintas: a avaliação ambiental e avaliação económica;
- ✓ Na avaliação ambiental de impactes, aplicam-se os fundamentos da ACV, que integra a elaboração de um inventário de *inputs* e *outputs* para o fluxo de referência do ciclo de vida e avaliação de impactes. São definidas três áreas genéricas para as categoria de impacte;
- ✓ A avaliação económica é efectuada com base em duas sub-divisões: a sub-divisão que engloba a avaliação dos custos internos da organização, de cariz financeiro; e a sub-divisão que engloba a estimativa das externalidades «internalizadas» e as externalidades não internalizadas, de cariz ambiental;
- ✓ À semelhança do que ocorre para a fase de inventário durante a ACV, é apresentado um inventário de custos do ciclo de vida, onde se incluem diversas tipologias de custos;
- ✓ No âmbito da avaliação económica das externalidades, efectuou-se a fusão entre o CCV ambiental e social. No caso das externalidades atmosféricas, descrevem-se detalhadamente os métodos a utilizar para a sua monetarização. No caso das externalidades não atmosféricas, os métodos de avaliação económica são apresentados de forma genérica;

Capítulo 6. Metodologia aplicada ao caso de estudo – Gestão Óleos Usados em Portugal

Neste capítulo será exposto como a metodologia proposta é aplicada ao caso de estudo: Gestão de Óleos Usados em Portugal.

Importa referir que inicialmente o trabalho foi orientado para a contribuição num projecto denominado por Avaliação das Tecnologias de Valorização de Óleos Usados: avaliação ambiental e económica (ATVOU), no qual colaborei. Este projecto foi promovido por uma parceria entre a SOGILUB e a Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, sob a condução da Prof^a Dra Graça Martinho.

Por circunstâncias várias, o âmbito do projecto teve de ser reavaliado, prosseguindo noutros moldes, tendo cessado a minha colaboração com a equipa investigadora em Dezembro de 2008. Durante a minha participação no referido projecto, pude efectuar visitas às instalações de diversas empresas que colaboram com o SIGOU, permitindo-me entender os processos associados às diferentes etapas do ciclo de vida do OU. Por outro lado, foi-me possibilitada a participação em diversas reuniões com vários colaboradores do SIGOU.

A metodologia utilizada nesta dissertação baseou-se na aplicação da ferramenta ACCV, complementada por uma ACV.

6.1. Objectivo e Âmbito da Avaliação

A aplicação da metodologia tem como propósito a avaliação de natureza ambiental e económica das externalidades do ciclo de vida do OU, de forma a identificar qual a opção de valorização dos óleos lubrificantes usados que conduz menores custos ambientais. Faz igualmente parte dos objectivos realizar a comparação entre a regeneração de OU e a produção de OLV, e a queima de OU em relação à queima de outros combustíveis.

A análise é feita ao nível dos impactes ambientais, dos custos internos e dos custos externos, embora, no caso segundo objectivo, a análise assente exclusivamente nos custos ambientais de cada processo.

A função do sistema estudado é a gestão (e valorização) do OU recolhido. A sua unidade funcional foi focalizada na gestão de 1 tonelada de óleo usado e o fluxo de referência é constituído pelos *inputs* requeridos e consequentes emissões e resíduos gerados.

A gestão de óleos usados em Portugal engloba, genericamente, três fluxos distintos:

1. Produtor de OU→Recolha→Pré-Tratamento→Transporte→Regeneração

2. Produtor de OU→Recolha→Pré-Tratamento→Transporte→Valorização Energética
3. Produtor de OU→Recolha→Pré-Tratamento→Transporte→Reciclagem

Embora fosse intento inicial do estudo examinar as três opções de destino final do OU, não foi possível recolher dados para organizar a tabela de inventário da etapa Reciclagem, optando-se por retirar a etapa Reciclagem das fronteiras do sistema e, naturalmente, da avaliação. Assim, a Regeneração e a Valorização Energética constituem as opções de valorização dos óleos lubrificantes a avaliar no estudo.

No que respeita à etapa de Pré-Tratamento do OU, existiu, igualmente, a impossibilidade de reunir os dados necessários para a sua correcta avaliação. Deste modo, não foi possível efectuar a avaliação ambiental, acabando esta etapa igualmente excluída da avaliação do ciclo de vida do OU. Apesar de ser uma etapa comum aos três fluxos apresentados, a exclusão do processo de Pré-Tratamento constitui um obstáculo aos objectivos da avaliação, uma vez que as exigências a nível do pré-tratamento variam em função da valorização que vai ser dada ao OU, o que obriga a que uma variável importante na comparação das diferentes opções de valorização.

Dada a necessidade de interromper o ciclo de vida do OU, fruto da exclusão do pré-tratamento das fronteiras do ciclo de vida, poderia-se considerar não fazer sentido manter a etapa de recolha no sistema de avaliação, sobretudo, pelo facto da recolha dos OLU se realizar de forma indiferenciada para todas as opções de valorização, não constituindo assim, um factor de diferenciação entre a valorização energética e a regeneração. Contudo, se isso é verdade para a comparação entre as opções de valorização dos OLU, o mesmo não ocorre quando o objectivo passa pela comparação entre a regeneração de OLU e a produção de OLV ou a comparação entre utilização de OU na valorização energética em detrimento de outros combustíveis energéticos.

Na Figura 6-1 apresentam-se as fronteiras do sistema a avaliar. De referir que apesar de ter sido incluída nos três fluxos anteriores, os PrOU não fazem parte do âmbito do estudo.

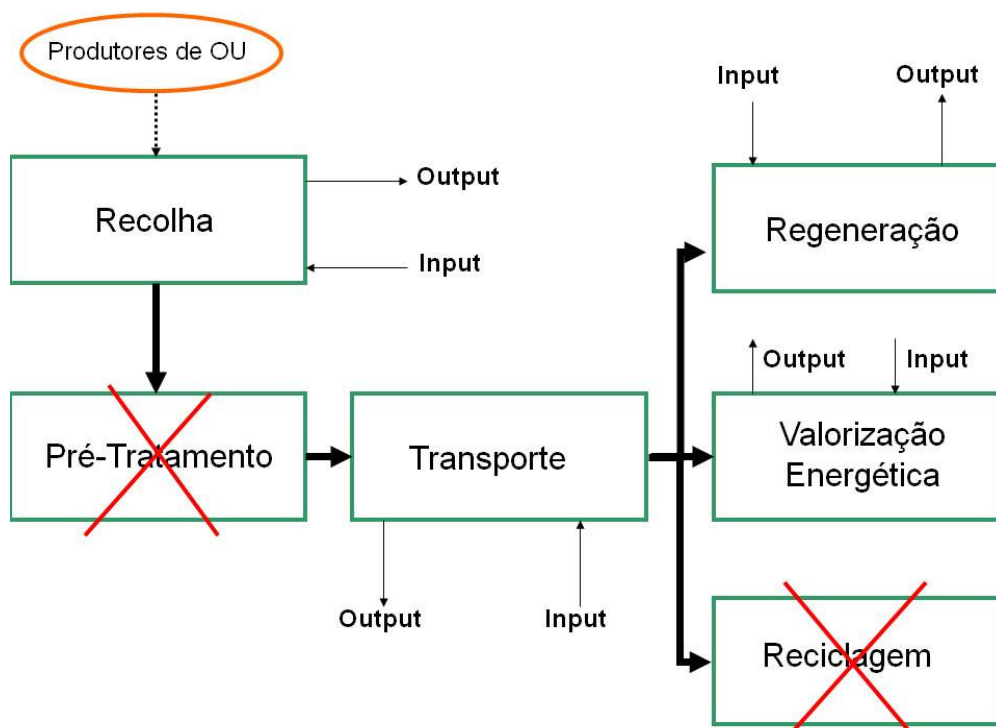


Figura 6-1. Representação genérica das fronteiras do sistema relativo à gestão do óleo usado

Apesar da exclusão da Reciclagem (que em 2007 Portugal representou o destino final de 58% das 28 000 t de OLU sujeitos a tratamento), foi possível integrar nas fronteiras do sistema as duas opções de valorização (regeneração e queima) mais utilizadas a nível europeu (representam o destino final de cerca de 75% dos OLU tratados em termos europeus embora em Portugal esta percentagem desça para os 43%).

Foram ainda englobadas as etapas de recolha e transporte (para valorização) de óleos usados, uma vez que se considera que estas etapas, devido à actividade de camiões cisternas com elevados níveis de consumo de combustível fóssil, são responsáveis pela degradação ambiental local e global, a nível da emissão de poluentes atmosféricos e pelo consumo de recursos naturais (Williams *et al.*, 2008).

No âmbito da avaliação, considera-se que a recolha é uma etapa crucial no ciclo de vida, pois define a quantidade de OU que serão valorizados (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

6.2. Inventário do Ciclo de Vida dos óleos lubrificantes usados

A recolha de dados primários consistiram na realização de visitas de campo e no envio de questionários a empresas que operam em cada etapa do ciclo de vida dos óleos lubrificantes usados.

As visitas permitiram aprofundar o conhecimento sobre a operacionalidade das actividades que integram o SIGOU, mormente na área da regeneração de óleos usados. Os três questionários enviados foram elaborados de acordo com a tipologia das empresas (tarefa realizada pela equipa de investigação do projecto ATVOU). Contudo, esta estratégia não produziu os efeitos esperados, pois o volume e qualidade de dados obtidos ficou àquém do desejado.

Os dados secundários utilizados foram recolhidos junto de artigos científicos, de livros e de relatórios de organizações internacionais (OCDE, Comissão Europeia), assim como em sítios da *internet* de diversas entidades governamentais (APA, Agência Europeia do Ambiente, SOGILUB).

Regeneração e Queima de Óleos Lubrificantes Usados

Face à insuficiência de dados de base para proceder ao inventário ambiental das etapas Regeneração e Queima de óleos usados, optou-se pela utilização de dados externos aos SIGOU. Os valores utilizados foram recolhidos no relatório GEIR (2005), onde se efectuou a avaliação ecológica e energética da regeneração de OU face à produção de óleos de base e à valorização energética de óleos usados. A inclusão dos impactes de etapas a montante do sistema foi assegurada aquando da elaboração dos inventários relativos à produção de óleos base e queima em GEIR (2005). Nas páginas 32, 38, 43, 46, 47, 49, 51, 57 e 70 do relatório GEIR (2005) podem ser consultados os referidos inventários que serviram de base para o presente estudo.

Recolha e Transporte de Óleos Lubrificantes Usados

Para as etapas de Recolha e Transporte, os dados recolhidos no âmbito das visitas de campo e dos questionários enviados às empresas permitiram inventariar os fluxos de *inputs* e *outputs*. Neste conjunto de dados inclui-se informação relativa às distâncias percorridas e consumos de combustível, capacidade e frequência de transporte.

Para estimar a quantidade de substância poluente emitida, foi necessário aplicar FE de poluentes atmosféricos resultantes da queima de combustível fóssil (gasóleo) no transporte rodoviário pesado. Por falta de dados não foi possível incluir a categoria de Potencial de Risco Cancerígeno.

Os FE utilizados dizem respeito às emissões resultantes da propulsão dos próprios camiões, também denominado por *Tank to Wheel* (Metro do Porto, 2008). Na tabela seguinte apresentam-se os FE utilizados para o cálculo do custo ambiental. Referir que os valores utilizados correspondem a FE calculados à velocidade média de 60 km/h (Barros *et al*, 2004)⁹.

⁹ Considerou-se ser a velocidade média dos camiões cisternas nas três vias utilizadas (urbana, rural e via-rápida);

Quadro 6-1. Factores de emissão resultantes da propulsão de veículos pesados de mercadorias

Poluente Atmosférico	Factor de Emissão (g/km)	Fonte
CO _{2-eq}	1200*	Agência Europeia do Ambiente, 2007
NO _x	4,26**	CCDR – LVT, 2006
PM ₁₀	2,841*	Agência Europeia do Ambiente, 2007
SO ₂	0,132*	Agência Europeia do Ambiente, 2007

Foi aplicado um factor de 15% às emissões atmosféricas ocorridas durante a actividade, que resulta da produção e transporte do combustível até ao veículo (etapas a montante do ciclo de vida), também denominado por *Weel to Tank* (Metro do Porto, 2008).

Por outro lado, e com o objectivo de se contabilizar a variação de propulsão do camião com meia carga ou com carga completa e do consumo de combustível durante a carga e descarga do óleo usado, foi somado um factor de 13% . Este factor foi designado por Factor de Carga (Agência Europeia do Ambiente, 2007).

As emissões de poluentes durante as etapas de recolha e transporte de OU foram calculadas pelo seguinte método de cálculo:

$$Emissões_{poluente\ i,j} = \frac{Distância \times FE_{poluente} \times Weel.to.Tank \times Factor.Carga}{Quantidade..Total.OU}$$

onde poluente equivale à substância emitida durante o processo (CO₂, NO_x, PM₁₀ e SO₂); *i* corresponde à etapa (recolha ou transporte) e *j* refere-se à categoria de impacte; a distância é expressa em km; o factor de emissão é expresso em g/km; total de OU é expresso em t.

As emissões de poluentes atmosféricos quantificadas para a etapa de transporte (para a etapa de valorização) e de recolha de óleos lubrificantes usados apresentam-se no Quadro 6-2 Quadro 6-3, sendo estes dados referentes ao ano de 2007.

No caso da etapa de recolha, os dados utilizados são referentes a três unidades de recolha de uma empresa de recolha de OLU a operar em Portugal. Deste modo, é possível estimar os custos ambientais deste processo, servido de referência para o que ocorre em termos nacionais.

Quadro 6-2. Dados dos ICV da etapa de transporte de óleos lubrificantes usados

Transporte	Portugal	Espanha
km percorridos (ida e volta)	500,00	1600,00
OU transportado (t)	20,00	30,00
L/100 km	40,00	40,00
T OU/km	0,04	0,019
Emissões (kg CO ₂ /t OU)	38,40	81,92
Emissões (kg NO _x /t OU)	0,14	0,29
Emissões (kg PM ₁₀ /t OU)	0,07	0,19
Emissões (kg SO ₂ /t OU)	0,004	0,01

Quadro 6-3. Dados dos ICV da etapa de recolha de óleos lubrificantes usados

Recolha	Unidade 1	Unidade 2	Unidade 3	Média
km percorridos/dia	293,00	197,00	241,00	243,67
OU recolhido (t)	7,28	5,95	6,32	6,51
L/100 km	37,30	34,90	34,10	35,43
t OU/km	0,02	0,03	0,03	0,03
Emissões (kg CO ₂ /t OU)	61,82	50,90	58,60	57,46
Emissões (kg NO _x /t OU)	0,22	0,18	0,21	0,20
Emissões (kg PM ₁₀ /t OU)	0,15	0,12	0,14	0,14
Emissões (kg SO ₂ /t OU)	0,01	0,01	0,01	0,01

6.3. Avaliação dos Impactes do Ciclo de Vida dos óleos lubrificantes usados

Para se avaliarem os impactes ambientais ocorridos durante o ciclo de vida do OU, converteram-se os resultados do ICV num conjunto de categorias de impacte, permitindo a interpretação dos efeitos ambientais totais do sistema de produto em análise

Em relação aos impactes ambientais avaliados, estes relacionam-se, sobretudo, com a emissão de gases poluentes durante os vários processos das diferentes etapas do ciclo de vida do OU. No entanto, foi também efectuada a avaliação qualitativa dos impactes ao nível do consumo de recursos naturais, sendo que está relacionada com a poupança de recursos.

O conjunto de categorias de impacte utilizadas na fase de AlmCV foi baseado no relatório GEIR (2005). O critério seguido no relatório foi assegurar um número adequado categorias, tendo em conta os dados necessários para a sua avaliação.

Verifica-se a abrangência das três áreas de protecção definidas por Udo de Haes *et al.* (1999): Uso de recursos; Consequências para a saúde humana; Consequências ambientais. Por outro lado, ao analisarem-se os dados recolhidos junto das empresas visitadas, estas categorias revelaram-se adequadas. Assim, as categorias de impacte definidas foram:

a) Depleção de Recursos Abióticos;

b) Aquecimento Global;

c) Acidificação;

d) Nutrição Terrestre; e

e) Toxicidade Humana.

Findo o processo de categorização de impactes, procedeu-se à sua caracterização. Também aqui, e de modo a dar sequência de todo o processo, foram aplicados os factores de caracterização utilizados no relatório GEIR (2005). No Quadro 6-4 apresentam-se a caracterização de cada categoria de impacte.

Quadro 6-4. Categorias e Indicadores de impactes utilizados, dados de categorias classificados e factores de caracterização (GEIR, 2005)

Categoria de Impacte	Dados da Categoria	Factores de Caracterização	Unidade
<i>Depleção de Recursos Abióticos</i>	Petróleo Mineral	1	kg Petróleo em Bruto-Eq./kg
	Gás Natural	0,627	
	Carvão	0,1836	
	Lignite	0,0409	
<i>Aquecimento Global</i>	CO ₂ (fóssil)	1	kg CO ₂ -Eq./kg
	CH ₄	21	
	N ₂ O	300	
<i>Acidificação</i>	SO ₂	1	kg SO ₂ -Eq./kg
	NO _x	0,7	
	NH ₃	1,88	
	HCl	0,88	
	HF	1,6	
	H ₂ S	1,88	

<i>Nutrição Terrestre</i>		PO ₄ ³⁺	1	kg PO ₄ ³⁺ -Eq./kg
		NO _x	0,13	
		NH ₃	0,346	
<i>Toxicidade Humana</i>	<i>Potencial Risco cancerígeno</i>	As	1	kg As-Eq./kg
		Cd	0,42	
		Ni	0,056	
	<i>Partículas Finas</i>	Partículas Primárias	1	kg PM ₁₀ -Eq./kg
		SO ₂	0,087	
		NO _x	0,216	
		NH ₃	0,159	

A Depleção de Recursos Abióticos é a única categoria que pertence ao grupo de categorias relativas a *inputs* do processo (ISO, 2003), sendo as restantes relativas a categorias de *outputs*, neste caso, relativas à emissão de poluentes atmosféricos.

Relativamente aos elementos opcionais da fase de avaliação de impactes, procedeu-se apenas ao Agrupamento das categorias de impacte. Daqui surgiu uma hierarquia de categorias de impacte com três níveis de prioridade ecológica (elevada, média e baixa), que se apresenta no Quadro 6-5).

Quadro 6-5. Hierarquia das Prioridades Ecológicas das Categorias de Impacte (GEIR, 2005)

Categoria de Impacte	Hierarquia de Prioridade Ecológica
<i>Depleção de Recursos Abióticos</i>	Média
<i>Aquecimento Global</i>	Muito Elevada
<i>Nutrição Terrestre</i>	Elevada
<i>Acidificação</i>	Elevada
<i>Potencial Risco Cancerígeno</i>	Muito Elevada
<i>Partículas Finas</i>	Elevada

Pela análise do quadro anterior, conclui-se que as categorias com maior prioridade ecológica são as relativas ao Aquecimento Global e ao Potencial de Risco Cancerígeno.

Nem sempre o poluente escolhido para a análise de uma categoria de impacte corresponde ao que possui factor de caracterização 1. É então necessário considerar a aplicação de um factor de caracterização no cálculo das emissões de poluentes atmosféricos.

Por falta de dados para calcular os seus custos ambientais, modificaram-se os poluentes a analisar nas categorias Nutrição Terrestre (de PO₄³⁺ para NO_x) e Potencial Risco Cancerígeno (As para Cd).

No Quadro 6-6, apresentam-se os dados recolhidos no relatório GEIR, resultantes da avaliação de impactes às cinco tecnologias de regeneração por eles analisados, assim como da produção de óleos lubrificantes virgens.

No âmbito do presente estudo, foi considerado um valor médio relativamente às cinco técnicas, uma vez que, por motivos de confidencialidade a que o relatório estava sujeito, não foi possível alocar os dados apresentados a uma técnica específica.

Quadro 6-6. Resultados da avaliação de impacte das cinco técnicas de acordo com os fluxos de inputs e outputs do sistema regeneração e seus sistemas equivalentes (GEIR, 2005)

	Tecnologias de regeneração					Média
Categorias de Impacte	1	2	3	4	5	
<i>Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-Eq.)</i>						
<i>Regeneração</i>	59	61,3	5,2	10,2	29,3	33
<i>Processo de Equivalência</i>						
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	1201	1215	1087	1084	1114	1140,2
100% óleo base	1169	1186	1064	1054	1085	1111,6
<i>Aquecimento Global (kg CO₂-Eq)</i>						
<i>Regeneração</i>	754	610	1292	377	347	676
<i>Processo de Equivalência</i>						
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	1563	1385	1867	1132	1058	1401
100% óleo base	1288	1137	1672	873	809	1155,8
<i>Acidificação (kg SO₂-Eq.)</i>						
<i>Regeneração</i>	0,76	0,53	1,55	0,35	0,99	0,836
<i>Processo de Equivalência</i>						
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	5,12	5,1	5,27	4,78	4,35	4,924
100% óleo base	5,25	5,21	5,36	4,9	4,46	5,036
<i>Nutrição Terrestre (kg NO_x-Eq.)</i>						
<i>Regeneração</i>	0,08	0,07	0,06	0,04	0,03	0,056
<i>Processo de Equivalência</i>						
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	0,26	0,28	0,23	0,23	0,23	0,246
100% óleo base	0,19	0,21	0,18	0,17	0,17	0,184
<i>Potencial de Risco Cancerígeno (g Cd-Eq.)</i>						
<i>Regeneração</i>	0,007	0,015	0,037	0,019	0,012	0,018
<i>Processo de Equivalência</i>						
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	0,288	0,281	0,38	0,25	0,204	0,2806
100% óleo base	0,293	0,285	0,376	0,253	0,204	0,2822
<i>Partículas Finas (kg PM₁₀-Eq.)</i>						
<i>Regeneração</i>	0,23	0,16	0,21	0,09	0,15	0,168

<i>Processo de Equivalência</i>						
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	0,97	0,99	0,9	0,88	0,84	0,916
100% óleo base	0,86	0,9	0,83	0,78	0,75	0,824

No Quadro 6-7 apresentam-se os resultados obtidos durante a fase de AlmCV para as etapas de recolha e transporte de óleos lubrificantes usados depois de classificados e caracterizados os impactes ambientais calculados durante a fase de inventário.

Quadro 6-7. Resultados da avaliação de impacte das etapas de recolha e transporte de óleos lubrificantes usados

	Recolha	Transporte	
Categoria de Impacte	Portugal	Portugal	Espanha
<i>Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-Eq.)</i>	---	---	---
<i>Aquecimento Global (kg CO₂-Eq)</i>	57,46	38,40	81,92
<i>Acidificação (kg SO₂-Eq.)</i>	0,20	0,14	0,29
<i>Nutrição Terrestre (kg No_x-Eq.)</i>	0,02	0,01	0,03
<i>Potencial de Risco Cancerígeno (g Cd-Eq.)</i>	---	---	---
<i>Partículas Finas (kg PM₁₀-Eq.)</i>	0,01	0,00	0,01

6.4. Interpretação dos resultados da avaliação ambiental

Depois de inventariados os *inputs* e *outputs* ocorridos durante o fluxo de referência e classificados e caracterizados os impactes ambientais identificados do ciclo de vida do OU, interpretaram-se os resultados obtidos. Esta fase serviu para analisar quais os impactes de cada etapa e quais as etapas responsáveis pelos impactes mais significativos.

6.5. Cálculo dos Custos Associados ao Ciclo de Vida

6.5.1. Custos Internos

O cálculo dos custos internos dos OU das etapas que integram o SIGOU foi efectuado com base nos valores disponibilizados pelas empresas visitadas (dados primários) e valores recolhidos em relatórios (dados secundários).

Os dados utilizados para a estimativa do CCV convencional são essencialmente relativos a custos de investimento inicial, de amortizações anuais, investimento pontual, de custos de operação e de

manutenção, de aquisição de matérias-primas e de seguros e licenças. Os valores utilizados referem-se a preços constantes de 2006.

Recolha e Transporte

Os custos associados ao ciclo de vida convencional das etapas de Recolha e Transporte de óleos lubrificantes foi estimado a partir valores fornecidos pelas empresas visitadas e pela entidade gestora SOGILUB. Foram analisados valores de cinco empresas de recolha e transporte de óleos usados, com quotas de mercado distintas.

A partir de cada gama de valores de custo fornecidos, aferiu-se um valor médio de custo de gestão de cada empresa e aplicou-se um factor de ponderação, correspondente à quota de mercado de cada empresa.

O objectivo da aplicação de um factor de ponderação consistiu em aumentar a representatividade do valor final obtido, pressupondo que a experiência e abrangência das maiores empresas do sector de Recolha e Transporte conferem mais representatividade à estimativa dos custos da actividade. O método de cálculo do CCV convencional foi efectuado através da equação que se segue:

$$CCV_Convencional = \sum_{n=1}^5 Factor_Ponderação \times [(Custo_Transporte) + (Custo_Recolha)]$$

onde n corresponde às empresas do ramo de recolha e transporte consideradas; o factor de ponderação corresponde ao peso relativo no mercado nacional.

No Quadro 6-8 apresentam-se exemplos *spreadsheets* de cálculos e tabelas relativas ao cálculo do CCV convencional da etapa de recolha e transporte.

Quadro 6-8. CCV convencional da etapa de recolha e transporte.

Custo (€/t OU)\Empresa	Recolha	Transporte	
		Portugal	Espanha
Empresa 1	98,23	3,49	-
Empresa 2	101,00	2,85	56,20
Empresa 3	105,34	2,93	53,40
Empresa 4	103,34	3,25	-

Empresa 5	102,87	3,85	57,50
Média	103,14	3,22	55,70

Regeneração

Os dados de custos internos associados ao ciclo de vida foram retirados de um relatório fornecido pela SOGILUB (2006), de um relatório do United States Department of Energy (2006) e de um relatório da DEFRA (2001). Esta foi a solução encontrada face à indisponibilidade da empresa de regeneração visitada em fornecer quaisquer dados financeiros sobre a sua actividade.

Os custos globais utilizados referem-se à técnica de valorização Meineken e os custos de tratamento ao cenário 2¹⁰. Incluem-se vários tipos de custos internos, como os custos de investimento, custos laborais, de matérias-primas, de amortizações anuais, entre outros. Estes valores correspondem a um prazo de amortização de 15 anos, sem impostos incluídos.

Na Figura 6-2 apresentam-se dados utilizados para o cálculo do CCV convencional da etapa de Regeneração.

¹⁰ Este cenário corresponde ao valor máximo teórico que o SIGOU pode fornecer para regeneração por motivos técnicos, estimando-se que do total de óleos pré-tratados, apenas cerca de 70% têm as características técnicas suficientes para serem regenerados (SOGILUB 2006).

Anos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Investimentos															
Terreno	750.000														
Construção Civil	1.700.000														
Equipamento		5.800.000													
Estudos prévios	340.000														
Patentes	0														
Fiscalização, projectos de licenci	225.000														
Licença ambiental	100.000														
Acompanhamento, montagem dos equipamentos		305.000													
Despesas Correntes															
Matérias primas diversas			1.303.565	2.264.154	2.218.871	2.174.494	2.131.004	2.088.384	2.046.616	2.005.684	1.965.570	1.926.259	1.887.734	1.849.979	1.812.979
Assistência técnica			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Custos de tratamento			33.784	58.679	57.505	56.355	55.228	54.123	53.041	51.980	50.940	49.922	48.923	47.945	46.986
Pessoal			788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288	788.288
Serviços externos			108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000	108.000
Manutenção			184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400	184.400
Seguros			38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881	38.881
Receitas															
Venda de produtos			4.196.337	7.288.593	7.142.822	6.999.965	6.859.966	6.722.766	6.588.311	6.456.545	6.327.414	6.200.866	6.076.848	5.955.311	5.836.205
Venda de subprodutos			24.775	43.031	42.170	41.327	40.500	39.690	38.897	38.119	37.356	36.609	35.877	35.159	34.456
Outras receitas			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fluxos Financeiros	-3.115.000	-6.105.000	1.764.195	3.889.223	3.789.047	3.690.875	3.594.666	3.500.381	3.407.582	3.317.431	3.228.691	3.141.726	3.056.500	2.972.979	2.891.128

Figura 6-2. Tabela relativa a dados utilizados no cálculo de custos internos da regeneração

Pela análise dos dados recolhidos, estimou-se um custo médio de €256,40 por cada tonelada de óleo usado regenerado, tendo em conta a quantidade disponível para a regeneração no cenário 2 (16 000 a 20 000 t de OU por ano - considerado o limite mínimo para uma empresa de regeneração ser economicamente viável).

Valorização Energética

Os dados usados para estimar os custos internos da valorização energética dos óleos lubrificantes usados, correspondem ao preço de aquisição do OU pré-tratado e ao investimento necessário para se poder utilizar o OU como combustível (alterações de foro técnico – mudança de injector, instalação do sistema de segurança para corte de combustível ou de sensores de temperatura - seguros e licenças ambientais, mão-de-obra).

O custo de aquisição do OU pré-tratado utilizado na valorização energética foi estimado com base em informações disponibilizadas pela SOGILUB e pelas empresas visitadas, situando-se no intervalo de €77-€88, optando-se pelo valor médio (€82,5/t OU).

O investimento necessário, e de acordo com estimativas feitas por uma empresa portuguesa que tenciona utilizar o óleo usado como combustível secundário no âmbito do SIGOU, situa-se no intervalo de €400 000-€550 000. Considerando a quantidade de óleo usado que anualmente é encaminhado para valorização energética no âmbito do SIGOU (3 000 t), perfaz um custo médio investimento de €16,67/t OU, com prazo de amortização de 10 anos, sem impostos incluídos.

A estimativa do CCV convencional para o ciclo de vida do óleo usado concluiu-se com a soma entre os dois custos internos médios apresentados:

$$\text{CCV convencional} = 82,5 + 16,67 = 99,17, \text{ em €/t OU}$$

Custo Interno Total do Ciclo de Vida

Para calcular o custo convencional total de cada fluxo do ciclo de vida do OU foi utilizada a seguinte equação:

$$\text{Custo.Convencional.Total}_x = \sum \text{Custo.Ciclo.Vida}_a$$

Onde x corresponde ao fluxo do ciclo de vida avaliado; a corresponde a cada uma das etapas do fluxo do ciclo de vida analisado.

Assim, o Custo Interno Total do Ciclo de Vida é obtido através da seguinte equação:

$$\text{Custo..Ciclo.Vida.Convencional.Total} = \sum \text{Custo.Convencional.Total}_x$$

Onde x corresponde ao fluxo do ciclo de vida avaliado.

6.5.2. Cálculo de Custos Ambientais

A metodologia de cálculo adoptada para o CCV ambiental consistiu na utilização de valores de custo de danos ambientais e de custo de prevenção de dano, associados às emissões poluentes atmosféricos quantificadas e avaliadas nas fases de ICV e AlMcV.

Os custos de dano e de prevenção utilizados para cálculo dos custos ambientais, são dados secundários e foram obtidos em SETAC (2008), apresentando-se, respectivamente, no Quadro 6-9 e no Quadro 6-10.

Quadro 6-9. Custos de Danos por Emissão de Poluentes Atmosféricos (SETAC (2008))

Poluente Atmosférico	Unidade	ExternE	Estudo Pace	Estudo Massachusetts	EPS (2000)
SO ₂	€/kg	9,2	3,70	1,24	3,27
NO _x	€/kg	10,0	1,50	5,38	2,13
PM ₁₀	€/kg	17,0	2,17	3,31	36
Cd	€/kg	67,0	–	–	10,2
Pb	€/kg	10,0	–	–	2910
CO ₂	€/kg	0,019	0,12	0,02	0,11
VOC	€/kg	–	–	4,39	2,14
Dioxinas	€/kg	290 000	–	–	–

Quadro 6-10. Custos de Prevenção para Emissões Atmosféricas (SETAC, 2008)

Poluente Atmosférico	Fonte	Custo (€/t)
CO ₂ (fóssil)	INFRAS/BEW 1992	63
SO ₂	INFRAS/BEW 1992	2 540
HCl	EU DG RTD 1995	6 100
NO _x como NO ₂	INFRAS/BEW 1992	2 030
Partículas	INFRAS/BEW 1992	509
Cd	German EPA 1991	1 780 000
Hg	German EPA 1991	35 600
Pb	German EPA 1991	35 600

No quadro relativo aos custos de danos de emissão (Quadro 6-9), apresentam-se quatro estimativas diferentes de forma a ilustrar a dificuldade associada à obtenção de valores para os danos provocados

pela emissão de poluentes atmosféricos. Para o estudo, utilizaram-se os custos ambientais referentes à estimativa do estudo ExternE (Bickel e Friedrich, 2005).

A utilização dos valores relativos ao estudo ExternE está relacionada com proximidade de grandeza entre os valores de custo de dano de emissão de uma tonelada de CO₂ estimado no estudo (€19) e o preço médio de emissão de uma tonelada CO₂ transaccionada nos mercados futuros do Comércio Europeu de Licenças de Emissão (€22,10¹¹) ao longo do ano de 2008. Por outro lado, o facto de se tratar de um estudo da responsabilidade da Comissão Europeia, sendo assim representativo de todo o espaço europeu, também constituiu um critério de selecção.

Importa, contudo, referir que a cotação das licenças de emissão de CO₂ sofre variações diárias, constando estes valores da base de dados da SENDECO2¹².

Dada a inexistência de dados relativos a outros possíveis custos ambientais (e.g., gestão de resíduos ou monitorização de controlo de poluição), o custo ambiental estimado para as etapas do ciclo de vida do OU avaliadas (Recolha, Transporte, Regeneração e Queima), cingiu-se aos custos ambientais provocados pela emissão de poluentes atmosféricos.

De referir ainda que devido à incapacidade em converter em unidades monetárias, o efeito ambiental concernente à categoria Depleção de Recursos, a análise teve apenas uma componente qualitativa, não integrando a fase de avaliação económica dos efeitos externos do ciclo de vida do OU.

Para cada uma das etapas que integra as fronteiras do sistema do ciclo de vida do OU, a estratégia seguida consistiu na combinação entre os valores de emissões de poluentes atmosféricos resultantes da avaliação ambiental dos impactes (na fase de AlmCV) e os valores de custos de danos de emissão e custos de prevenção de emissão dos respectivos poluentes.

O método utilizado para o cálculo do custo ambiental das etapas Regeneração e Valorização Energética:

$$Custo.Ambiental_i = \sum_{j=1}^n Emiss\tilde{a}o.Poluyente_k \times (Custo.Dano_{poluyente.k} \times Custo.Preven\tilde{c}ao_{poluyente.k})$$

onde, i corresponde à etapa analisada e j à categoria de impacte avaliada; a Emissão de Poluente corresponde à quantidade de poluente emitida durante o processo em kg/t OU; k corresponde ao poluente atmosférico relativo à categoria de impacte avaliada; custo de dano e custo de prevenção do poluente k, correspondem aos valores do Quadro 6-9 e do Quadro 6-10, em €/kg.

¹¹ Disponível em: <http://www.sendeco2.com>, visitado em 27/12/08

¹² Disponível em: <http://www.sendeco2.com>, visitado em 06/01/09

Custo Ambiental das etapas do ciclo de vida do OU

Apresentam-se as tabelas resultantes da estimativa do custo ambiental das diversas etapas que compõem o sistema estudado. O Quadro 6-11 reporta-se à regeneração, o Quadro 6-12 à valorização energética e o **Erro! A origem da referência não foi encontrada.** corresponde à comparação entre estas etapas de valorização de óleos lubrificantes usados.

Quadro 6-11. CCV Ambiental calculado para a valorização energética de OU

Categoria de Impacte	Tecnologias de Regeneração					Média das tecnologias de regeneração	Custo Ambiental (€/t OU)
	1	2	3	4	5		
Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-Eq.)							
Regeneração	59	61,3	5,2	10,2	29,3	33	
Processo de Equivalência							
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	1201	1215	1087	1084	1114	1140,2	
100% óleo base	1169	1186	1064	1054	1085	1111,6	
Aquecimento Global (kg CO₂-Eq)							
Regeneração	754	610	1292	377	347	676	55,43
Processo de Equivalência							
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	1563	1385	1867	1132	1058	1401	114,88
100% óleo base	1288	1137	1672	873	809	1155,8	94,78
Acidificação (kg SO₂-Eq.)							
Regeneração	0,76	0,53	1,55	0,35	0,99	0,836	9,81
Processo de Equivalência							
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	5,12	5,1	5,27	4,78	4,35	4,924	57,81
100% óleo base	5,25	5,21	5,36	4,9	4,46	5,036	59,12
Nutrição Terrestre (kg PO₄³⁺-Eq.)							
Regeneração	0,08	0,07	0,06	0,04	0,03	0,056	0,09
Processo de Equivalência							
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	0,26	0,28	0,23	0,23	0,23	0,246	0,38
100% óleo base	0,19	0,21	0,18	0,17	0,17	0,184	0,29
Potencial de Risco Cancerígeno (g As-Eq.)							
Regeneração	0,007	0,015	0,037	0,019	0,012	0,018	0,52
Processo de Equivalência							
70% de óleo base, 30% de componentes sintéticos	0,288	0,281	0,38	0,25	0,204	0,2806	8,11
100% óleo base	0,293	0,285	0,376	0,253	0,204	0,2822	8,15

No quadro anterior, é possível observar os custos ambientais de cada uma das cinco tecnologias de regeneração consideradas para estimar o custo ambiental do processo de regeneração do OLU. Este processo consistiu na multiplicação das emissões calculadas, a partir dos dados do inventário do relatório GEIR (2005), pelo respectivo valor de custo de dano e custo de prevenção consultado em SETAC (2008). Das seis categorias de impacto consideradas, apenas não foi utilizado o referido método de cálculo do custo ambiental para a *Depleção de Recursos* pelo facto de não ter sido possível encontrar um valor de custo de dano ambiental para o consumo dos recursos abióticos e bióticos.

Quadro 6-12. CCV Ambiental calculado para a valorização energética de OU

	Tipo de Combustível					
Valorização Energética	Óleo Usado	Carvão	Lignite	Coque Petróleo	Fuel Pesado	Gás Natural
Matéria-Prima (t)	1,000	1,420	3,980	1,080	0,980	0,890
Recursos Fósseis (kg Petróleo Bruto-Eq.)						
<i>Combustão</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pré-Cadeia</i>	-	313,5	166	1180	1080	724
<i>Total</i>	-	313,5	166	1180	1080	724
<i>Custo Ambiental (€)</i>	-	-	-	-	-	-
Aquecimento Global (kg CO₂-Eq.)						
<i>Combustão</i>	2930	3545	3790	3630	3060	2550
<i>Pré-Cadeia</i>	11,3	746	59	465	425	387
<i>Total</i>	2941,3	4291	3849	4095	3485	2937
<i>Custo Ambiental (€)</i>	241,2	351,86	315,62	335,79	285,77	240,83
Acidificação (kg SO₂-Eq.)						
<i>Combustão</i>	0,13	0,85	0,32	0,43	0,393	-
<i>Pré-Cadeia</i>	0,08	3,66	0,33	2,34	2,22	0,95
<i>Total</i>	0,21	4,51	0,65	2,77	2,613	0,95
<i>Custo Ambiental (€)</i>	2,47	52,98	7,64	32,52	30,677	11,11
Nutrição Terrestre (kg PO₄³⁺-Eq.)						
<i>Combustão</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pré-Cadeia</i>	0,01	0,22	0,005	0,155	0,143	0,165
<i>Total</i>	0,01	0,22	0,005	0,155	0,143	0,165
<i>Custo Ambiental (€)</i>	0,02	0,34	0,008	0,242	0,224	0,258
Potencial Cancerígeno (g As – Eq.)						
<i>Combustão</i>	0,001	0,001	0,014	0,001	0,001	0,000
<i>Pré-Cadeia</i>	0,001	0,181	0,000	0,153	0,185	0,026
<i>Total</i>	0,002	0,182	0,014	0,154	0,186	0,026

<i>Custo Ambiental</i>	0,046	5,257	0,404	4,441	5,364	0,737
Partículas Finas (kg PM₁₀ – Eq.)						
<i>Combustão</i>	0,011	0,074	0,028	0,037	0,034	0,000
<i>Pré-Cadeia</i>	0,000	0,837	0,015	0,514	0,475	0,329
<i>Total</i>	0,011	0,912	0,043	0,551	0,509	0,329
<i>Custo Ambiental</i>	0,191	15,959	0,751	9,654	8,916	5,761
Σ Custo Ambiental	243,913	426,406	324,424	382,648	330,950	258,700

O raciocínio utilizado para calcular o custo ambiental da valorização energética dos óleos usados foi idêntico ao anteriormente aplicado para a regeneração dos óleos usados, *i. e.*, processo consistiu na multiplicação das emissões calculadas, a partir dos dados do inventário do relatório GEIR (2005), pelo respectivo valor de custo de dano e custo de prevenção consultado em SETAC (2008).

Tal como nas etapas anteriores, também no caso da recolha de OU e no transporte de OU pré-tratado, o método utilizado para estimar os custos ambientais decorrentes destes processos consistiram na associação entre os valores de emissão de CO₂, SO₂, NO_x e PM₁₀, correspondentes às categorias de impacto Aquecimento Global, Acidificação, Nutrição e Toxicidade Humana (ver Quadro 6-2 e Quadro 6-3), respectivamente, e os valores de custo de dano ambiental e de prevenção do dano do SETAC (2008).

No Quadro 6-13 e no Quadro 6-14 apresentam-se os resultados obtidos durante o processo de cálculo dos custos ambientais da etapa de transporte do OU pré-tratado para encaminhar para as empresas de valorização.

Quadro 6-13. Custo Ambiental estimado para a recolha do OU

Recolha	Unidade 1	Unidade 2	Unidade 3	Média
km percorridos	293,00	197,00	241,00	243,67
OU recolhido (t)	7,28	5,95	6,32	6,51

Quadro 6-14. Custo Ambiental estimado para o transporte de OU pré-tratado

Transporte de OU pré-tratado	Portugal	Espanha
Custo Ambiental (€/t OU)	6,44	14,25

Custo Ambiental Total Transporte (€)	128,79	427,45
--------------------------------------	--------	--------

Custo Ambiental Total do Ciclo de Vida

O custo ambiental total, isto é, de cada fluxo do OU anteriormente definido, é conseguido através da seguinte equação:

$$Custo.Ambiental.Total_x = \sum Custo.Ambiental_i$$

onde x corresponde ao fluxo do ciclo de vida avaliada; i corresponde à etapa do fluxo avaliada.

Assim, o Custo Interno Total do Ciclo de Vida é obtido através da seguinte equação:

$$Custo.Ambiental.Total.Ciclo.Vida = \sum Custo.Ambiental.Total_x$$

onde x corresponde ao fluxo do ciclo de vida avaliado.

6.5.3. Opção de Valorização vs Processo Equivalente

Como referido anteriormente, o objectivo desta avaliação prendia-se em identificar que benefícios ambientais ocorriam em se optar pela valorização ambiental dos óleos lubrificantes usados em detrimento dos seus processos de equivalência. Para efectuar a avaliação comparativa entre a regeneração e a produção de OLN e entre a queima de óleo usado e a queima de outros combustíveis fósseis, foram igualmente utilizados de GEIR (2005).

A estratégia utilizada baseou-se em calcular o benefício líquido entre as alternativas, subtraindo ao valor de custo ambiental (estimado a partir da metodologia apresentada anteriormente) da opção de valorização (regeneração ou valorização energética), o custo ambiental do processo equivalente (a produção de OLV ou a valorização energética de outros combustíveis fósseis).

O resultado final representaria o benefício líquido em não se optar por produzir óleos lubrificantes virgens ou em não se valorizarem energeticamente outros combustível. Na equação seguinte, apresenta-se o método de cálculo do benefício líquido:

$$BL = CA_{opção.valorização} - CA_{processo.equivalente}$$

onde BL representa o benefício líquido, o CA representa o custo ambiental; a opção de valorização corresponde à regeneração ou valorização de OLU; e o processo equivalente representa a produção de OLV ou a valorização energética de outros combustíveis fósseis.

No quadro seguinte é possível observar os benefícios ambientais líquidos que a regeneração de OU possibilita relativamente aos seus processos de equivalência.

Quadro 6-15. Benefícios líquidos ambientais entre a regeneração e os respectivos processos de equivalência

Benefício Líquido	Regeneração	70% óleo base	100% óleo base
Aquecimento Global	55,43	59,45	39,34
Acidificação	9,81	47,99	49,31
Nutrição Terrestre	0,09	0,30	0,20
Potencial de Risco Cancerígeno	0,52	7,59	7,63
Partículas Finas	2,94	13,10	11,49

6.6. Apresentação de Resultados

Para simplificação do processo de apresentação e discussão dos resultados e, consequentemente, na comparação entre as opções analisadas, o elemento opcional Normalização foi aplicado na fase de ACCV, designadamente aos resultados obtidos na fase de avaliação dos custos ambientais.

O processo de normalização consistiu na divisão dos valores de categorias de impacto por um valor de referência. Esse valor de referência variava, podendo ser o valor de emissão da solução que emite menos poluentes (no caso do objectivo ser a identificação da solução que trará menos impactos negativos) ou o valor da solução que evita a maior quantidade de poluentes emitidos (no caso do objectivo ser a identificação da solução que trará mais benefícios líquidos face ao processo equivalente).

Com os resultados normalizados, as soluções óptimas são assinaladas com o algarismo 1, adquirindo uma determinada equivalência numérica relativamente às alternativas. Também esta equivalência pode variar, podendo ser superior a 1 ou inferior a 1, como se explica de seguida:

$$Opção.Óptima = 1;$$

$$Opção.Menos.Favorável = n \times Opção.Óptima;$$

quando se quer identificar a que produz mais efeitos externos

$$Opção.Menos.Favorável = \frac{Opção.Óptima}{n};$$

quando se pretende identificar a solução que conduz a menores benefícios ambientais líquidos

onde $n \geq 1$.

6.7. Conclusões do Capítulo 6

- ✓ É descrita a aplicação da metodologia proposta no Capítulo 5 para o caso de estudo: ciclo de vida de óleos lubrificantes em Portugal;
- ✓ Foram utilizados dados primários (visitas às instalações e questionários) e secundários (livros, relatórios, artigos científicos e *websites*) para efectuar a avaliação ambiental e económica. Apresentaram-se todos os métodos de cálculo dos custos financeiros e ambientais, assim como os pressupostos assumidos e parâmetros utilizados;
- ✓ Como resultado da falta de dados para se proceder à sua análise, excluíram-se as etapas de Pré-tratamento e de Reciclagem do âmbito da avaliação;
- ✓ Foram seleccionadas como categoria de impacte a Depleção de Recursos, Aquecimento Global, Acidificação, Nutrição Terrestre e Toxicidade Humana. Para estas são definidas prioridades ecológicas;
- ✓ Para a avaliação entre as opções de valorização e os seus respectivos processos equivalentes, a avaliação económica apenas se centrou nas externalidades, ignorando os custos ambientais;
- ✓ Os resultados finais são normalizados para facilitar a sua apresentação e a comparação entre processos alternativos.

Capítulo 7. Discussão de Resultados

A aplicação da metodologia proposta ao caso de estudo (*Vide* Capítulo 6), permitiu produzir um conjunto de dados relacionados com a avaliação ambiental e económica das externalidades do ciclo de vida do OU.

No capítulo 7, os resultados obtidos serão analisados e discutidos com o objectivo de se identificarem os efeitos negativos provocados por cada etapa do ciclo de vida do OU.

Os resultados obtidos na avaliação ambiental e económica da regeneração e queima de óleos lubrificantes usados serão discutidos no sentido de verificar qual a opção de valorização conduz a menores custos ambientais. Também serão analisados os dados relativos às etapas de recolha e transporte de óleos usados para que se conclua qual dos fluxos de ciclo de vida permite o menor custo associado ao ciclo de vida total.

Efectua-se igualmente a discussão de resultados entre a regeneração e os seus processos equivalentes (produção de óleos lubrificantes virgens) e a queima de óleo usado e os seus processos equivalentes (queima de combustíveis primários). Esta análise permite identificar que estratégia (gerir o resíduo ou consumir recursos virgens) acarreta maiores custos ambientais e qual permite o maior benefício.

7.1. CCV Ambiental: Regeneração vs Combustão de Óleos Lubrificantes Usados

Os dados que se seguem são relativos aos custos das externalidades ocorridas durante os processos de regeneração e combustão. Estes custos foram calculados com base nos dados do inventário das emissões realizado para a fase de avaliação ambiental.

A análise entre estas opções de valorização é efectuada considerando o consumo exigido de recursos naturais e matérias-primas e os efeitos externos relativos às restantes categorias de impacte e os seus custos ambientais.

Avaliação dos Impactes Ambientais

No Quadro 7-1, apresentam-se os impactes ocorridos em cada categoria de impacte seleccionada, tanto para a regeneração como para a combustão de OU.

Quadro 7-1. Impactes do processo de regeneração e combustão de OU

Categoria de impacte	Combustão	Regeneração
<i>Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-eq)</i>	0,0	33
<i>Aquecimento Global (kg CO₂-Eq.)</i>	2 941	676

<i>Acidificação (kg SO₂-Eq.)</i>	0,21	0,84
<i>Nutrição Terrestre (kg NO_x-Eq.)</i>	0,01	0,06
<i>Potencial de Risco Cancerígeno (g Cd-Eq.)</i>	0,002	0,02
<i>Toxicidade Humana: Partículas Finas (kg PM₁₀-Eq.)</i>	0,01	0,17

Analisando os dados do Quadro 7-1 é possível verificar que, relativamente à categoria de impacto Depleção de Recursos, a utilização do OU como combustível não conduz a quaisquer impactos pois, neste caso, o OU é a única fonte energética a ser consumida. Por seu turno, a regeneração conduz ao esgotamento de alguns recursos (e.g., combustíveis fósseis), sendo uma opção menos favorável.

Já em relação à categoria Aquecimento Global, uma das duas categorias que possui prioridade ecológica Muito Elevada (que resulta da sua influência directa num problema global, as Alterações Climáticas), verifica-se que neste caso a combustão directa de óleos lubrificantes usados conduz a um impacto muito significativo (2 941 kg CO₂-eq), sendo um valor bastante superior relativamente à Regeneração (676 CO₂-eq). O impacto da combustão de 1 t de OU é fruto da sua queima directa nos fornos, libertando contaminantes do óleo e outros poluentes atmosféricos característicos de um processo de combustão. A significância deste impacto depende também da tipologia e eficácia do equipamento de controlo e monitorização de poluição.

Nas restantes quatro categorias de impacto, constata-se que a combustão de OU apresenta valores de emissão de poluentes menores em relação à regeneração, inclusive na categoria de impacto Potencial de Risco Cancerígeno, que foi classificada com prioridade ecológica Muito Elevada.

Avaliação dos Custos Ambientais

No Quadro 7-2, apresenta-se o benefício ambiental em cada categoria de impacto, estimado a partir dos custos ambientais de cada opção de valorização.

Quadro 7-2. Custos ambientais dos processos de regeneração e combustão de OU

Categoria de Impacte	Custo Ambiental (€/t OU)
<i>Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-Eq.)</i>	
<i>Regeneração</i>	----
<i>Combustão</i>	----
<i>Aquecimento Global (kg CO₂-Eq)</i>	
<i>Regeneração</i>	55,43
<i>Combustão</i>	241,19
<i>Acidificação (kg SO₂-Eq.)</i>	

<i>Regeneração</i>	9,82
<i>Combustão</i>	2,47
<i>Nutrição Terrestre (kg NO_x-Eq.)</i>	
<i>Regeneração</i>	0,09
<i>Combustão</i>	0,02
<i>Potencial de Risco Cancerígeno (g Cd-Eq.)</i>	
<i>Regeneração</i>	0,52
<i>Combustão</i>	0,05
<i>Toxicidade Humana: Partículas Finas (kg PM₁₀-Eq.)</i>	
<i>Regeneração</i>	2,94
<i>Combustão</i>	0,19

Neste caso, e como foi referido anteriormente, não foi atribuído quaisquer custos ambientais à Depleção de Recursos, assentando a sua avaliação numa base qualitativa.

Quanto às restantes cinco categorias, e no seguimento do verificado na tabela do Quadro 7-1 referente aos impactes, também relativamente aos custos ambientais a combustão de OU consegue obter custos ambientais inferiores em quatro das cinco categorias, obtendo o valor mais baixo para a categoria Potencial Risco Cancerígeno (€0,05/t OU), para a categoria Acidificação (€2,47/t OU), para a categoria Nutrição Terrestre (€0,02/t OU) e para a categoria Toxicidade Humana (€0,19/ t OU), face à regeneração que obtém para as mesmas categorias os valores de €0,52/t OU, de €9,82/ t OU, €0,09/t OU e €2,94/t OU, respectivamente.

Quando se analisa o custo ambiental no âmbito da categoria de impacte Aquecimento Global, a combustão de óleos usados, para além de atingir valores de ordem de grandeza mais elevada relativamente às restantes categorias de impacte, provoca externalidades com custos muito superiores em relação à Regeneração, registando-se custos ambientais de €241,187/t OU e €55,432/t OU, respectivamente.

Custo Ambiental Total

Embora o processo de combustão de óleos lubrificantes usados registe custos ambientais mais reduzidos nas restantes categorias, a contribuição muito significativa da categoria Aquecimento Global induz a que o custo ambiental total desta opção de valorização seja superior ao custo ambiental total da regeneração. O somatório de custos ambientais pode ser consultado no

Quadro 7-3.

Quadro 7-3. Custo ambiental total dos processos de regeneração e combustão de OU

Custo Ambiental Total (€/t)	
<i>Regeneração</i>	68,79
<i>Combustão</i>	243,91

Pela análise dos dados do

Quadro 7-3, verifica-se que o custo ambiental total da queima de OU é superior ao custo ambiental total da regeneração em cerca de 3,5 vezes. Contudo, e como foi referido, aproximadamente 99% do custo ambiental da queima do OU é devido aos impactes provocados ao nível do Aquecimento Global, o que assume uma significância acrescida pela influência global deste impacte.

Relativamente à regeneração, é também na categoria Aquecimento Global onde se registam os maiores custos ambientais, embora neste caso, o peso relativo se situe nos 81% face às restantes categorias, seguido da categoria Acidificação.

Normalização dos Custos Ambientais

No Quadro 7-4 apresentam-se os valores de custos ambientais normalizados para cada opção de valorização dos óleos lubrificantes usados e respectiva equivalência.

Quadro 7-4. Custo ambiental da regeneração e combustão após a aplicação da Normalização

Custo Ambiental Normalizado	Regeneração	Combustão
<i>Aquecimento Global (kg CO₂-Eq.)</i>	1,00	4,35
<i>Acidificação (kg SO₂-Eq.)</i>	3,98	1,00
<i>Nutrição Terrestre (kg PO₄³⁺-Eq.)</i>	4,31	1,00
<i>Potencial de Risco Cancerígeno (g As-Eq.)</i>	11,24	1,00
<i>Toxicidade Humana: Partículas Finas (kg PM₁₀-Eq.)</i>	15,41	1,00

Ao observar-se do Quadro 7-4, facilmente se compreendem as diferenças entre a regeneração e a combustão no que toca aos custos ambientais a que conduz cada opção.

Se no caso da categoria Aquecimento Global, o custo ambiental da queima atinge cerca de quatro vezes o custo ambiental da regeneração, nas restantes categorias, a regeneração do OU origina externalidades com custos 4 a 15 vezes superiores, onde se destacam as categorias de impacte do Potencial de Risco Cancerígeno e da Toxicidade Humana.

No gráfico da Figura 7-1 representam-se as proporcionalidades custos ambientais entre regeneração e combustão apresentadas no Quadro 7-4, permitindo uma melhor visualização da proporcionalidade entre os custos ambientais da regeneração e combustão para as cinco categorias de impacto.

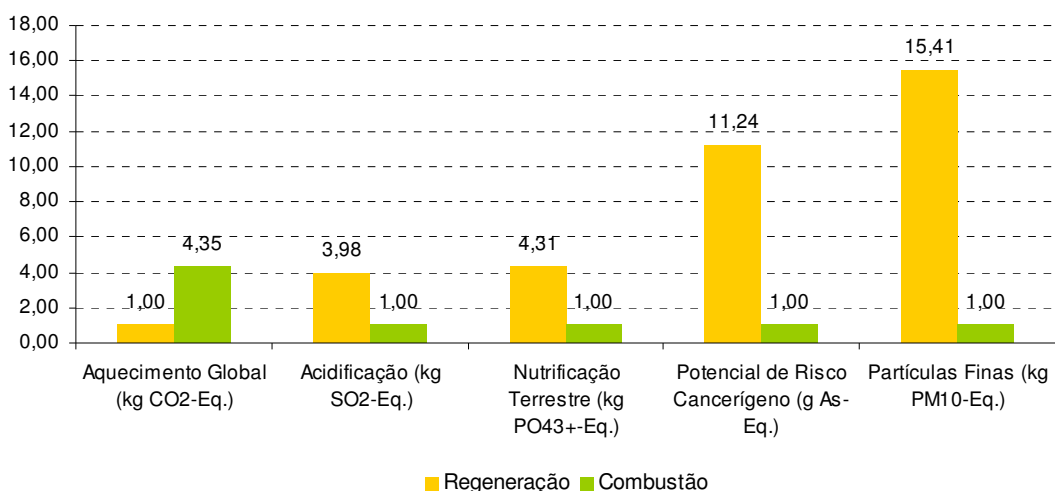


Figura 7-1. Gráfico relativo aos custos ambientais normalizados da regeneração e combustão de OU

Efectuada a análise comparativa entre a regeneração e combustão, passa-se para a análise das etapas de recolha e transporte de OU. Os principais impactes ocorridos durante as duas etapas resultam, essencialmente, do transporte rodoviário, responsável pela emissão de diversos poluentes atmosféricos, nomeadamente, de óxidos de azoto (NO_x), partículas (PM) e dióxidos de enxofre (SO₂) (Agência Europeia do Ambiente, 2007)

7.2. CCV Ambiental: Recolha de OU

Como foi mencionado no Capítulo 3, a etapa de recolha dos OU assume um papel fundamental na gestão deste resíduo, pois só assegurando a sua recolha é possível encaminhá-lo para um destino final adequado.

A estimativa dos custos ambientais da etapa de recolha foi realizada considerando a actividade cinco empresas de recolha e as respectivas quotas de mercado (Quadro 7-5).

Quadro 7-5. Custos ambientais das cinco empresas e custo ambiental ponderado da etapa de recolha de OU

	Custo Ambiental (€/t OU recolhida)
Empresa 1	9,99
Empresa 2	11,12
Empresa 3	8,79
Empresa 4	10,23

<i>Empresa 5</i>	9,45
<i>Estimativa Ponderada</i>	10,04

Deste modo, observa-se que o custo ambiental médio da actividade de recolha de OU corresponde a €10/t OU recolhida. Também aqui, e tal como no caso da regeneração e combustão, a contribuição mais significativa provém das emissões de CO₂-eq, o que resulta deste poluente atmosférico possuir um factor de emissão de 1,2 kg/km, o qual é superior aos restantes poluentes. A sua quota de emissão atinge cerca de 50% no custo ambiental total da recolha, aproximadamente €5/t OU, seguido do NO_x.

Na Figura 7-2 apresenta-se o gráfico dos custos ambientais das cinco empresas do sector utilizadas no estudo, para melhor compreensão da análise do Quadro 7-5.

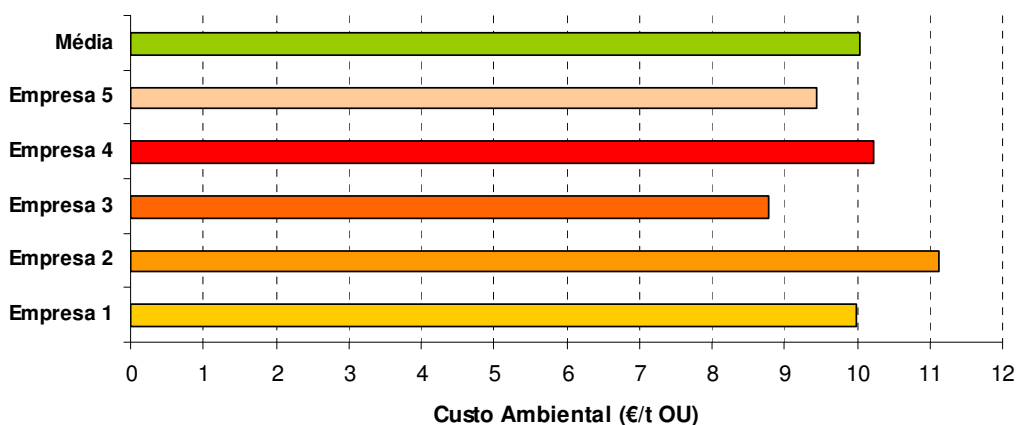


Figura 7-2. Representação gráfica dos custos ambientais de cada uma das empresas de recolha estudadas e sua média ponderada.

7.3. CCV Ambiental do Transporte de OU

A análise dos custos ambientais da etapa de transporte apresenta, igualmente, relevância para a avaliação do ciclo de vida dos óleos lubrificantes usados. Dependendo da opção de destino final, as distâncias percorridas variam, conduzindo a que também os custos ambientais variem.

No âmbito do SIGOU, a unidade de regeneração para onde são encaminhados os óleos situa-se em Huelva, Espanha. Deste modo, é expectável que o seu custo ambiental seja superior em relação ao transporte efectuado para as unidades que utilizam o óleo como combustível secundário e que se localizam em Portugal Continental.

Os custos ambientais relativos ao transporte de OU pré-tratado apresentam-se no Quadro 7-6. Na avaliação foram aplicados alguns parâmetros co valores distintos, caso das toneladas de OU transportadas e da distância percorrida.

Quadro 7-6. Custos ambientais do transporte de OU para Espanha e Portugal

Transporte	Portugal (queima)	Espanha (regeneração)
<i>Emissões (kg CO₂/t OU)</i>	38,40	81,92
<i>Emissões (kg NO_x/t OU)</i>	0,14	0,29
<i>Emissões (kg PM₁₀/t OU)</i>	0,07	0,19
<i>Emissões (kg SO₂/t OU)</i>	0,004	0,009
<i>Custo Ambiental (€/t OU)</i>	6,44	14,25

Pela análise dos dados do Quadro 7-6, é possível verificar que os custos ambientais por cada tonelada de OU transportada para Espanha (regeneração), são cerca de duas vezes superiores aos custos ambientais decorrentes do transporte para Portugal (queima).

O maior custo ambiental do transporte de óleos usados para Espanha, resulta do facto da relação «tonelada/km percorrido» ser desfavorável face ao verificado para o transporte em Portugal, fixando-se em metade (0,02 t/km). A solução para diminuir os custos ambientais passaria pelo aumento da capacidade de carga dos camiões para permitir a diminuição da relação «tonelada/km percorrido».

Também na etapa de Transporte, são os custos relativos à emissão de CO₂ o maior contribuinte para a factura ambiental da actividade, assumindo um peso de 50%, tal como sucede para a etapa de recolha.

Os valores dos custos ambientais da etapa de Transporte são representados no gráfico da Figura 7-3. É também possível observar os custos ambientais para o total transportado.

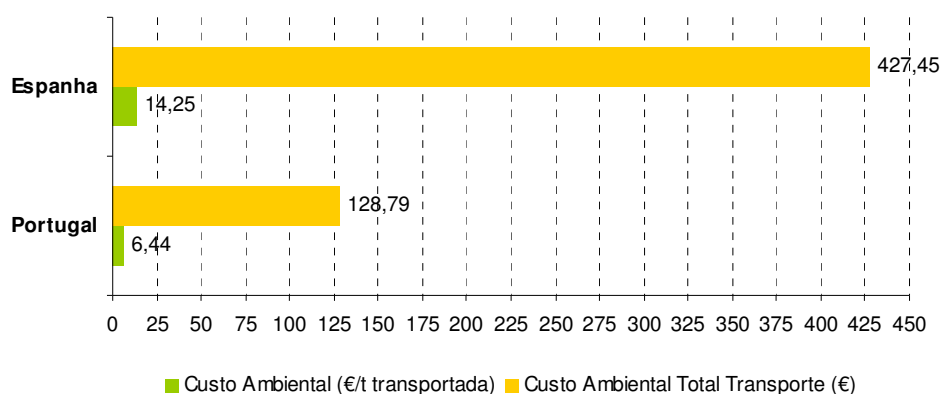


Figura 7-3. Representação gráfica dos custos ambientais do transporte de OU pré-tratados para Espanha e Portugal

Pela análise do gráfico da Figura 7-3 é perceptível a diferença significativa entre destinos, tanto no transporte unitário, como no transporte total de OU, explicada pela diferença de distâncias percorridas e proporção de matéria-prima transportada.

7.4. Custo de Ciclo de Vida Convencional

Analizados os custos ambientais que resultam da actividade das etapas do ciclo de vida do OU estudado, apresentam-se no Quadro 7-7 os custos internos relativos à gestão de 1 tonelada de OU.

Quadro 7-7. CCV convencional das etapas que englobam as fronteiras do ciclo de vida do OU

Etapa	CCV convencional (€/t OU)
<i>Recolha</i>	103,14
<i>Transporte</i>	3,22* - 55,70**
<i>Regeneração</i>	256,40
<i>Combustão</i>	99,17

* em Portugal; ** em Espanha

Observando os dados do Quadro 7-7, e tal como sucede no caso do custo ambiental, também aqui se verifica uma variação de custos na actividade de transporte OU, apresentando estimativas diferentes para os seus custos internos, expectável atendendo à diferença significativa entre distâncias percorridas.

Refira-se igualmente, que os processos de combustão e regeneração dos óleos usados apresentam custos internos bastantes distintos, com valores de €99 e €256, respectivamente. A esta situação não será alheio o facto da regeneração dos OU consistir em processos mais complexos tecnicamente, necessitando de um maior investimento em equipamentos e infra-estruturas e também na necessidade mais matérias-primas e de mão-de-obra especializada.

Por outro lado, verifica-se uma diferença significativa da ordem de grandeza dos custos internos da recolha em comparação com o transporte de OU. Esta disparidade poderá estar ligada à menor quantidade de OU recolhidos em cada acção de recolha junto dos produtores do resíduo, relativamente à quantidade de OU transportados para o destino final de gestão.

7.5. Custo Total do Ciclo de Vida

Discutidos os dados referentes aos custos ambientais e internos da cada etapa do ciclo de vida do óleo usado, é altura de proceder a uma análise dos custos totais associados ao ciclo de vida. Esta análise é realizada, quer para cada um dos ciclos estudados (recolha-transporte-regeneração e recolha-transporte-queima), quer para a avaliação queima vs regeneração.

A partir do gráfico da Figura 7-4, observa-se que a regeneração de óleos lubrificantes usados acarreta menos custos ao longo do ciclo de vida, quando comparado com a queima deste resíduo, sendo a diferença de aproximadamente €18/t OU.

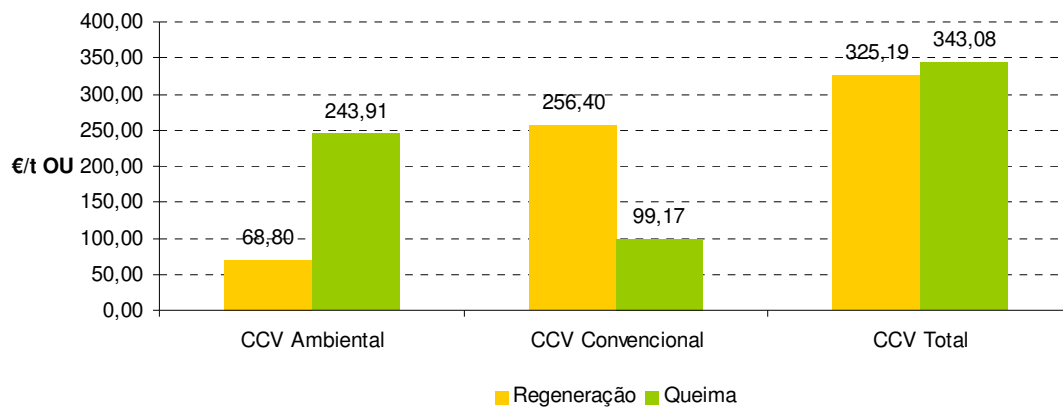


Figura 7-4. Representação gráfica do custo ambiental, convencional e total dos processo de queima e regeneração de OU

A diferença entre custos totais do ciclo de vida, resulta, sobretudo, do menor custo ambiental imputado à regeneração (€68,89) face à queima (€243,91). Em relação aos custos internos associados a cada opção, a vantagem pende claramente para a queima, com menos de metade dos custos ocorridos na etapa de regeneração.

O facto da combustão de OU permitir menores gastos financeiros para a organização, pode conduzir a conclusões erradas se o único factor diferenciativo for a contabilização dos custos internos associados a cada processo, daí a importância na contabilização dos custos ambientais.

Relativamente à análise dos custos totais dos dois fluxos do ciclo do óleo usado previamente definidos, os resultados obtidos apresentam variações face aos resultados da avaliação com base na Figura 7-4.

Observando o gráfico da Figura 7-5, é possível constatar que, no caso do custo ambiental, o ciclo mais favorável passa por regenerar o óleo usado, obtendo €93,09/t OU face aos €260,40/t OU do ciclo que inclui a queima, mesmo considerando que o transporte é feito para Espanha.

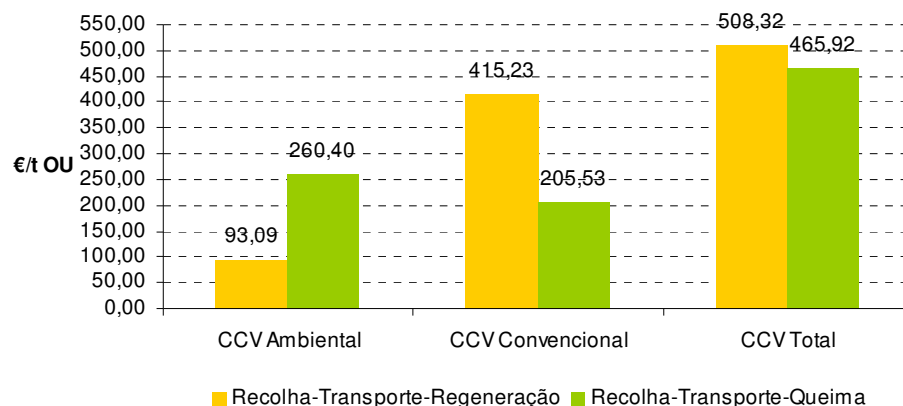


Figura 7-5. Representação gráfica dos custos internos e externos de cada ciclo de vida do OU

Tal como referido quando foram analisados individualmente os custos ambientais de cada etapa, são as emissões de CO₂ ocorridas durante a combustão directa de OU que aumenta decisivamente a factura ambiental desta opção.

Na avaliação do CCV convencional o cenário altera-se pois, neste caso, é o ciclo que envolve a queima dos OU que se apresenta como a solução mais favorável em termos de custos internos, registando €205,53/t OU, valor inferior ao verificado no ciclo que engloba a regeneração (€415/t OU).

Existem dois factores que conduzem a que o ciclo da regeneração apresente custos internos bastante superiores: os custos de transporte da matéria-prima principal e o elevado investimento necessário.

Efectuando-se o somatório dos custos ambientais e custos internos, verifica-se que o ciclo respeitante à queima de OU, consegue obter um valor CCV total mais competitivo (€466/t OU), um pouco inferior (€42/t OU), em comparação com o ciclo da regeneração, que conduz ao CCV total de €508/t (Figura 7-5).

7.6. CCV Ambiental: Opção Valorização vs Processo Equivalente

Como foi mencionado na definição do objectivo do estudo, também faz parte da presente avaliação efectuar a comparação entre as opções regeneração e combustão, e os seus processos alternativos, produção de óleos lubrificantes virgens e queima de combustíveis primários, respectivamente.

Queima OU vs Outros Combustíveis

No Quadro 7-8, apresentam-se os custos ambientais normalizados relativos à queima de OU e de outros combustíveis - primários (carvão e coque de petróleo) e secundários (lignite, fuel pesado e gás natural).

Quadro 7-8. Tabela com custos ambientais normalizados resultantes da queima de diferentes tipos de combustíveis

Combustível Categoria Impacte	Óleo Usado	Carvão	Lignite	Coque Petróleo	Fuel Pesado	Gás Natural
<i>Aquecimento Global (kg CO₂-Eq.)</i>	1,0	1,5	1,3	1,4	1,2	1,0
<i>Acidificação (kg SO₂-Eq.)</i>	1,0	21,5	3,1	13,2	12,4	4,5
<i>Nutrição Terrestre (kg NO_x-Eq.)</i>	2,6	44,1	1,0	31,6	29,1	33,6
<i>Potencial de Risco Cancerígeno (g Cd-Eq.)</i>	1,0	113,7	8,7	96,0	116,0	15,9
<i>Toxicidade Humana (kg PM₁₀-Eq.)</i>	1,0	83,6	3,9	50,6	46,7	30,2

Pela análise do Quadro 7-8, conclui-se que a utilização do óleo usado como combustível assume-se como a opção ambientalmente mais favorável em quatro das cinco categorias de impacte. A única excepção verifica-se na categoria Nutrição Terrestre, onde a queima do OU perde para a queima da lignite, embora o acréscimo seja de apenas 2,6 vezes o custo ambiental desta, ainda muito inferior em relação a todas as outras opções.

Em relação aos restantes tipos de combustíveis, o carvão é o que apresenta os custos ambientais mais elevados em todas as categorias consideradas, seguindo-se do coque petróleo e do fuel pesado. Destaque para as categorias de impacte Potencial de Risco Cancerígeno e Toxicidade Humana, onde se verificam as maiores disparidades de custos ambientais entre estes combustíveis e o óleo usado, sendo que a primeira possui prioridade ecológica muito elevada e a segunda diz respeito aos efeitos directos na saúde humana.

Na Figura 7-6, apresenta-se a representação gráfica dos valores da tabela do Quadro 7-8.

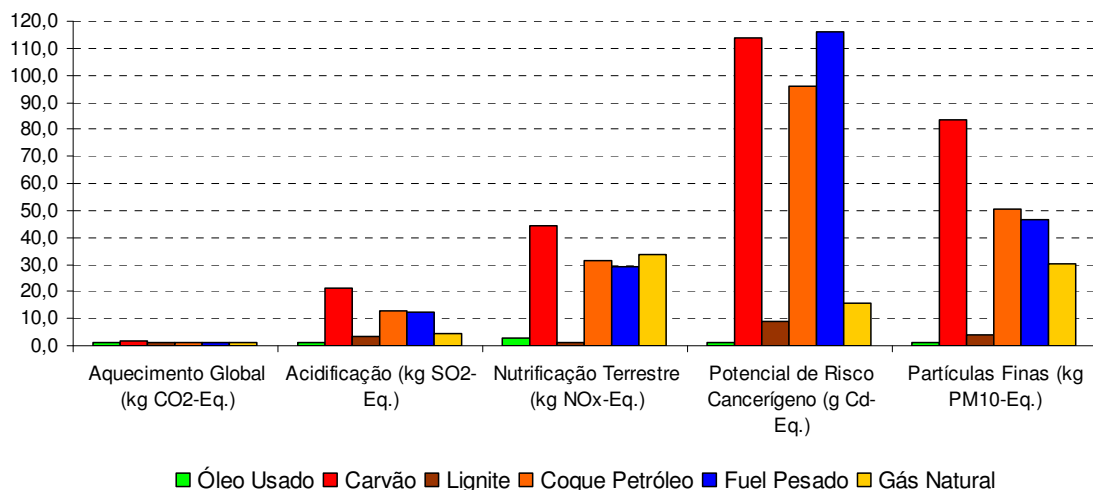


Figura 7-6. Representação gráfica dos custos ambientais resultante da queima de combustíveis primários e secundários.

Contudo, segundo os relatórios Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente (2001) e GEIR (2005), as indústrias que utilizam estas fontes energéticas, como as cimenteiras, não as utilizam individualmente nos seus fornos, mas sim numa mistura de vários tipos de combustíveis. A definição da proporção dos combustíveis na mistura segue exclusivamente critérios económicos, ou seja, depende dos preços das matérias-primas nos mercados internacionais, sendo que estes estão inseridos num mercado demasiado volátil e incerto (Comissão Europeia, Direcção Geral do Ambiente, 2001).

Na Figura 7-7, é possível observar a relação entre os custos ambientais da utilização da mistura de combustíveis sem OU e mistura com OU.

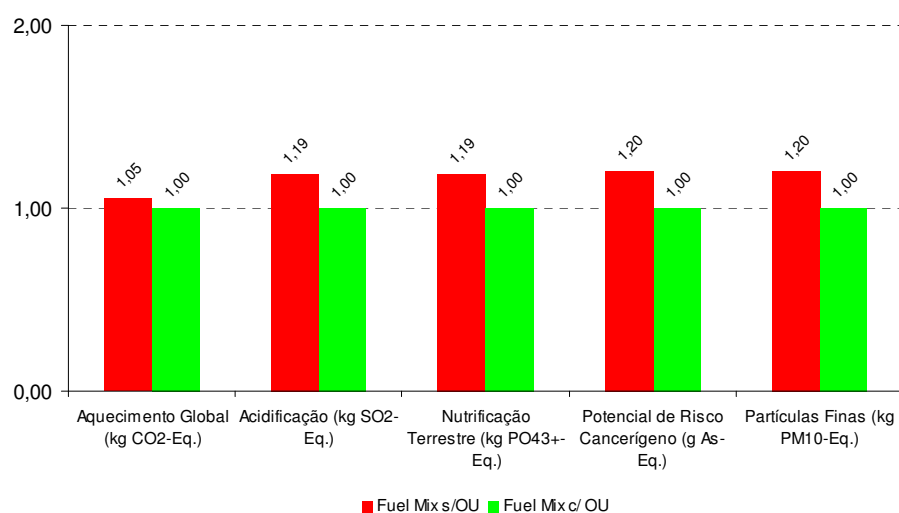


Figura 7-7. Representação gráfica dos custos ambientais da mistura de combustíveis com e sem OU, onde Solução Óptima=1

Através da análise do gráfico da Figura 7-7, constata-se que a mistura de combustíveis com OU apresenta custos ambientais inferiores à mistura de combustíveis sem OU.

À excepção da categoria de impacte Aquecimento Global, onde o acréscimo é na ordem dos 5%, a mistura sem OU conduz a custos ambientais 20% superiores relativamente à mistura de combustíveis com OU.

Se no caso da primeira categoria esse pequeno aumento de custos é justificável pelo facto de todos os combustíveis apresentarem contribuições semelhantes para a emissão de CO₂, nas restantes quatro categorias é por via da menor contribuição individual do OU face aos restantes combustíveis utilizados, que permite a redução global das emissões globais da mistura com OU.

Na categoria de impacte Depleção de Recursos, a combustão de OU não conduz ao consumo de quaisquer matérias-primas (apenas consome o resíduo Óleo Usado), enquanto a utilização de qualquer outro combustível significa o consumo de recursos, com destaque para o elevado consumo relativamente ao coque de petróleo e fuel pesado. Os respectivos impactes na Depleção de Recursos constam da tabela do Quadro 7-9.

Quadro 7-9. Consumo de recursos naturais para utilização dos combustíveis. Fonte: GEIR (2005)

Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-eq)	Impacte Ambiental
<i>Óleo Usado</i>	-
<i>Carvão</i>	313,5
<i>Lignite</i>	166
<i>Coque Petróleo</i>	1180
<i>Fuel Pesado</i>	1080
<i>Gás Natural</i>	724

Regeneração vs Produção de OLN

Na comparação entre a regeneração de OU e a produção de óleos de base, a avaliação foi feita com a inclusão de uma nuance, a distinção entre produzir óleos da base 100% natural e óleos de base com 30% de componente sintética e 70% de componente natural.

Pela análise do gráfico da Figura 7-8, verifica-se que a regeneração de OU se apresenta sempre como a solução mais favorável comparativamente ao processo de produção de óleos de base.

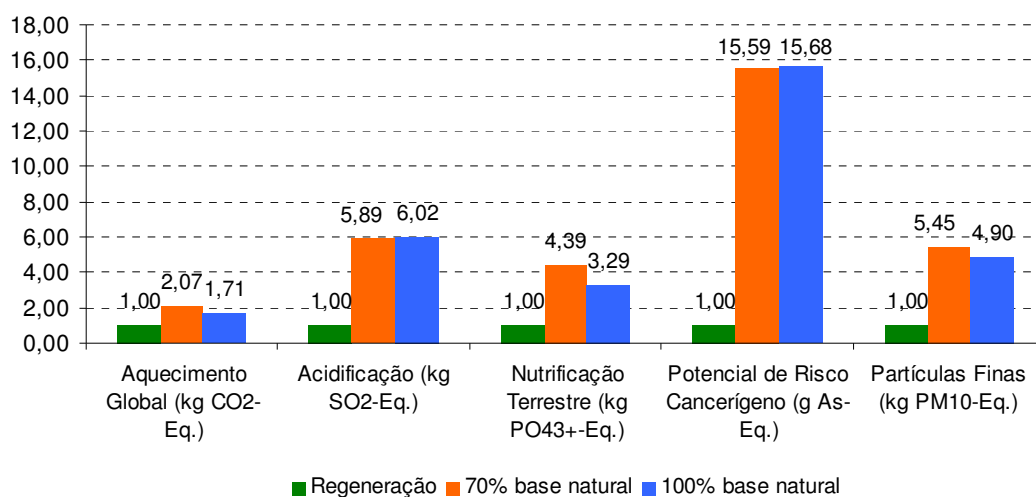


Figura 7-8. Custos ambientais da regeneração face aos processos equivalentes, onde Solução Ótima =1

Na produção de óleos lubrificantes virgens, as duas variantes conduzem a custos ambientais semelhantes, conseguindo superiorizarem-se em duas categorias cada, com ligeira desvantagem para a produção com 30% de componente sintética, sobretudo devido aos elevados níveis de consumo de componentes sintéticos, embora os processos petroquímicos que estão na base da produção de óleos 100% minerais, sejam uma fonte significativa de SO₂ (GEIR, 2005)

Embora os seus impactes não sejam alvo de monetarização, importa ressaltar que quanto à Depleção de Recursos, a regeneração é igualmente uma opção mais favorável face às duas alternativas de produção de óleos base, como é verificável na tabela do Quadro 7-10.

Quadro 7-10. Consumo de recursos naturais por parte da regeneração e seus processos equivalentes. Fonte: GEIR (2005)

Depleção de Recursos (kg Petróleo Bruto-Eq.)	Impacte Ambiental
<i>Regeneração</i>	33
<i>70% base natural</i>	1 140
<i>100% base natural</i>	1 112

Por fim, e para concluir a análise e discussão dos custos ambientais do ciclo de vida do OU, efectua-se a comparação sobre qual das opções, regeneração ou queima de OU, permite maiores ganhos líquidos em relação aos seus processos equivalentes. No caso da utilização do OU como combustível, optou-se pela queima da mistura de combustíveis sem OU como processo equivalente da, pois é o processo de queima de combustíveis que provoca mais efeitos negativos no meio ambiente.

Também aqui, a solução mais favorável é assinalada com o algarismo 1, embora, neste caso, as soluções menos favoráveis apresentem valores inferiores a 1, de forma a representar o menor ganho líquido.

Pela análise do gráfico da Figura 7-9, verifica-se que para a categoria de impacte Aquecimento Global, é a combustão de OU que apresenta maiores ganhos face à queima da mistura de combustíveis. Contudo, no cômputo geral, é a regeneração de OU face à produção de óleos virgens com uma componente sintética de 30% que obtém maiores ganhos líquidos, embora os ganhos relativamente à componente 100% natural também sejam significativos.

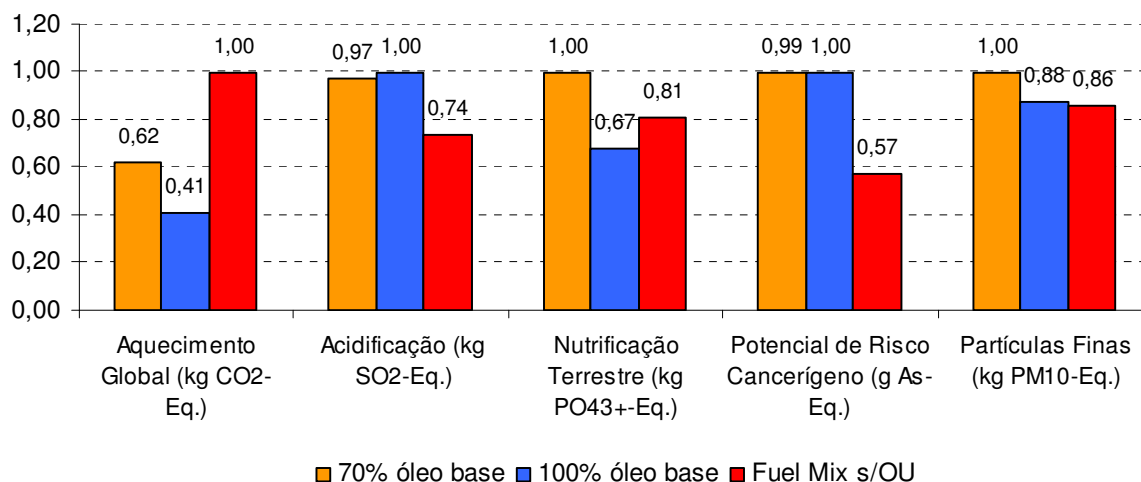


Figura 7-9. Benefícios líquidos da regeneração e queima de OU face aos processos equivalentes.

7.7. Conclusões do Capítulo 7

- ✓ A regeneração regista, no global, valores de impactes ambientais e o custo ambiental inferiores à combustão;
- ✓ Os custos internos da regeneração são bastante superiores ao verificado para a etapa de combustão de óleos lubrificantes usados;
- ✓ Entre os dois ciclos de vida apresentadas para o óleo lubrificante usado, é o que integra a combustão como destino final que obtém o menor valor para o custo total (custos internos e custos ambientais);
- ✓ Os custos financeiros e os custos ambientais da etapa de transporte de óleos lubrificantes usados variam de acordo com o destino;
- ✓ A regeneração é a opção de valorização que permite o maior ganho ambiental relativamente ao seu processo equivalente, neste caso a produção de óleos lubrificantes virgens, embora a combustão também apresente um comportamento bastante benéfico face à queima de outros combustíveis utilizados no sector industrial;

Capítulo 8. Conclusões e Recomendações futuras

8.1. Conclusões

A avaliação ambiental e a monetarização das externalidades na análise de ciclo de vida dos óleos usados (OU) em Portugal foram realizadas através da ACCV, que se revelou uma metodologia adequada para estes objectivos. Esta ferramenta permite a integração de diversos aspectos, nomeadamente os impactes ambientais identificados (ACV), os custos internos da organização (CBA) e as externalidades ocorridas ao longo do processo (ACB). Deste modo, torna-se possível comparar diferentes alternativas considerando aspectos relevantes para a sociedade, que estão para além das preocupações dos actores directamente envolvidos na gestão dos OU.

Os resultados obtidos a partir a análise comparativa entre as duas opções de valorização de OU em análise, regeneração e combustão, permitem concluir que a regeneração de óleos usados provoca menores custos ambientais (cerca de €69/t OU) relativamente à sua utilização como combustível (cerca de €244/t OU). Apesar de a regeneração registar valores de custos ambientais superiores à combustão em 4 das 5 categorias de impacte onde foi possível monetarizar os impactes da poluição atmosférica, os elevados custos ambientais que resultam da queima de OU relativamente à categoria de impacte «Aquecimento Global», que contabiliza quase a totalidade do custo ambiental deste destino final, tornam a opção a combustão de OU, uma opção menos favorável sob a perspectiva ambiental. Quando se avalia o custo total, que resulta da soma dos custos internos e dos custos ambientais de cada ciclo de vida avaliado, conclui-se que o ciclo que inclui a queima de OU como opção de destino final tem um valor de custo total inferior ao verificado para o ciclo que prevê a regeneração como destino final do resíduo em €42/t OU. Contudo, e dado que o âmbito do trabalho atribui maior relevância aos custos ambientais ocorridos ao longo custos ambientais do ciclo de vida do OU, verifica-se que o ciclo que integra a regeneração como destino final, é o ciclo que se caracteriza como a melhor solução ambiental, pelas razões apresentadas no parágrafo anterior, garantindo a prática de gestão do OU ambientalmente mais sustentável.

A comparação da opção de regeneração de OU com os seus processos equivalentes (produção de óleos lubrificantes virgens), efectuada com o intuito de entender que benefícios resultam de regenerar o OU face à produção de novos lubrificantes, a qual implica o consumo de novas matérias-primas, permite assegurar que, de acordo com os custos ambientais estimados, o processo de regeneração de OU conduz a uma clara redução dos custos ambientais (em qualquer categoria de impacte analisada)

relativamente à produção de óleos lubrificantes virgens, revelando-se como a solução óptima a nível ambiental.

No caso da categoria de “Depleção de Recursos”, que apenas se baseou na análise qualitativa, a vantagem da regeneração face aos processos equivalentes é ainda mais significativa, permitindo a diminuição do consumo de recursos naturais dos processos de refinação, sendo este um dos principais benefícios identificados.

A queima de OU também apresenta uma vantagem comparativa em relação à queima de outros combustíveis fósseis, constituindo-se como a melhor opção ambiental. Esta vantagem é particularmente significativa se considerarmos a queima de carvão, coque de petróleo ou fuel pesado, que são os combustíveis mais utilizados no sector industrial e também as fontes energéticas de origem fóssil que provocam os custos ambientais mais elevados.

Ainda relativamente à Depleção de Recursos, é importante referir que, ao contrário do que sucede na utilização do OU como combustível, a regeneração de OU implica o consumo de recursos naturais. Este aspecto, constitui o ponto menos positivo da opção de regeneração relativamente à combustão, embora se possa continuar a classificar a regeneração como a melhor solução para destino final dos óleos lubrificantes usados.

Em termos da contabilização dos benefícios líquidos decorrentes da não ocorrência de cada processo equivalente, conclui-se que existe maior vantagem entre a aposta na regeneração de OU e a não produção de óleos lubrificantes novos com 30% de componentes sintéticos. Este resultado deve-se, sobretudo, ao elevado consumo energético que a produção de óleos lubrificantes novos com 30% de componente sintética acarreta, comparativamente à produção de óleos virgens 100% minerais, originando maiores custos ambientais face à regeneração de OU.

Em suma, o trabalho aqui apresentado permitiu classificar a opção de regeneração de óleos usados constitui como melhor solução ambiental para a gestão dos OU considerando os valores de custos ambientais estimados e também como aquele que assegura o maior ganho ambiental relativamente à não ocorrência de processos equivalentes. Deste modo, a prioridade atribuída à regeneração de OU na Directiva n.º 1975/439/CEE, do Conselho, de 16 de Junho, é justificada com os resultados obtidos neste trabalho.

8.2. Recomendações para investigação futura

As estimativas apresentadas foram obtidas com base em alguns pressupostos, valores médios e simplificações (e.g. exclusão da etapa de reciclagem), de forma a ultrapassar as lacunas de dados

identificadas, sendo desejável o desenvolvimento de estudos e a recolha sistemática de informação que permita confirmar a adequação das opções adoptadas e os resultados obtidos.

Dadas as limitações de dados, não foi possível realizar uma ACV de raiz, de modo a estabelecer os fluxos entre processos e identificar os impactes resultantes da actividade do SIGOU. Os custos de efeitos externos, como o consumo de recursos ou a ocupação do solo, também não foram estimados através de métodos de avaliação económica subjectiva, devido a limitações de tempo que decorrem do contexto de desenvolvimento do presente trabalho. Assim, foram utilizados os dados mais recentes disponíveis na literatura, ainda que não se referissem à realidade portuguesa, de modo a permitir estimar os custos ambientais e estabelecer uma tendência relativamente aos efeitos externos ocorridos ao longo do ciclo de vida dos OU em Portugal.

Para fazer face às lacunas identificadas, surgem diversas oportunidades para o desenvolvimento de novos estudos que permitam concluir uma detalhada avaliação ambiental e a monetarização de externalidades do ciclo de vida dos OU em Portugal. Será imprescindível o envolvimento das empresas que integram o SIGOU, resultando em mais e melhores dados recolhidos, e, por conseguinte, numa compreensão mais profunda e integrada das diferentes etapas do sistema de gestão. Assim, apresenta-se seguidamente um conjunto de recomendações para investigação e desenvolvimento de estudos no futuro:

- a. Aplicar a metodologia proposta a outros sistemas de gestão de resíduos, de forma a testar a sua robustez e fiabilidade, e incorporar melhorias;
- b. Desenvolver um mecanismo de conversão do consumo dos recursos naturais em unidades monetárias para que este elemento de custo relativo à categoria de impacte Depleção de Recursos também seja integrado na ACCV;
- c. Estudar as consequências da nova directiva sobre gestão de resíduos (*Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de Novembro de 2008*) na abordagem do caso de estudo, designadamente em matérias de óleos usados;
- d. Estudar as implicações de uma mudança na categorização do OU, passando de resíduos para produtos (quando pré-tratado), prevista na *Directiva 2008/98/CE*. Esta alteração poderá permitir a implementação de um mercado e a regulação das transacções, à semelhança do que acontece com o coque de petróleo;
- e. Efectuar uma análise de *benchmarking* entre o SIGOU e outros sistemas de gestão de OU europeus, de forma a desenvolver uma metodologia aplicável em termos europeus;

f. Efectuar campanhas de recolha selectiva de óleo usado para observar se permite ganhos financeiros, ambientais e na qualidade do produto face à recolha indiferenciada;

g. Avaliar o efeito da introdução dos custos associados às externalidades da produção de OLN no ECOVALOR pago pelos produtores de OLN;

Em síntese, o presente trabalho constitui um contributo para analisar os aspectos ambientais e estimar as externalidades do ciclo de vida dos óleos usados em Portugal, mas a vastidão de aspectos associados à gestão de OU e a necessidade de melhorar as capacidades para realizar uma análise comparativa integrada das diversas opções de valorização geram imensas oportunidades para o desenvolvimento de trabalhos interessantes no futuro.

Referências Bibliográficas

- AADLAND, D., CAPLAN, A.J., 2006. Curbside Recycling: Waste Resource or Waste of Resources?. *Journal of Policy Analysis and Management*, 25 (4), 855–874.
- ACKERMAN F., HEINZERLING L., 2002. Pricing the Priceless: Cost-Benefit Analysis of Environmental Protection. *University of Pennsylvania Law Review* 150 (5), 1553-1584.
- AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE (AEA), 2007. *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2007 – Technical Report 16/2007*. Brussels.
- ARDIT, D., MESSIHA, H.M., 1999. Life cycle cost analysis in municipal organizations. *Journal of Infrastructure Systems*, 5 (1), 1-10.
- ALI, M.F., RAHMAN, F., HAMDAN, H.J., 1995. Techno-economic evaluation of waste lube oil rerefining. *International Journal of Production Economics*. 42 (3), 263-273.
- ASIEDU, Y. and GU, P., 1998. Product life cycle cost analysis: state of the art review. *International Journal of Production Research*, 36 (4), 883-908.
- ASPINWALL, R. e CAIN, J., 1997. The changing mindset in the management of waste. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Serie A*, 355: 1425-1437.
- AZAPAGIC, A., PETTIT, C., SINCLAIR, P., 2006. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 9 (3), 199-214.
- BARRINGER, H.P., WEBER, D.P., 1996. Life Cycle Cost Tutorial. In: *Fifth International Conference on Process Plant Reliability*, Houston, TX, October 2-4, 58-59.
- BARROS, N., FONTES, T., BRÁS, C., 2004. Comparação das emissões do tráfego rodoviário para a análise de factores de emissão. In: *Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa*, N.º 1, 29-39.
- BARROSO, A. P., MACHADO, V. H., 2005. A Gestão Logística dos Resíduos em Portugal. *Revista Investigação Operacional* n.º 25, 179-194. Disponível em: <http://www.scielo.oces.mctes.pt/pdf/iop/v25n2/v25n2a02.pdf> [consultado em 20 de Dezembro de 2008].
- BEAVER, E., 2000. LCA and total cost assessment. *Environmental Progress*, 19 (2), 130-139.
- BHUTTA, K.S., HUQ, F., 2002. Supplier selection problem: a comparison of the total cost of ownership and analytic hierarchy process approaches. *Supply Chain Management: An International Journal*, 7 (3), 126-35.

- BICKEL, P., FRIEDRICH, R., 2005. *ExternE externalities of energy: methodology 2005 update*, European Communities. Disponível em: <http://www.externe.info> [consultado em 13 de Novembro de 2008].
- BOARDMAN, A., 1996. *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. New Jersey: Prentice-Hall.
- BOGUSKI, K.T., HUNT, R.G., CHOLAKIS, J.M., FRANKLIN, W.E., 1996. LCA Methodology. In: Curran, M.A., ed. *Environmental Life-Cycle Assessment*. New York: McGraw-Hill, 2.1-2.37.
- BOUGHTON E HORVATH, 2004. Environmental Assessment of Used Oil Management Methods. *Environmental Science & Technology*, 38 (2), 353-358.
- BRADY, K., HENSON, P., FAVA, J.A., 1999. Sustainability, Eco-efficiency, life-cycle management and business strategy. *Environment Quality Management*, 8 (3), 33-41.
- BRUNDTLAND COMISSION, 1987. *Our Common Future*. Oxford (UK): World Commission on Environment and Development. Disponível em: <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm> [consultado em 7 de Janeiro de 2009].
- CASTROL, 2008. *Motor Oil Viscosity*. Disponível em: <http://www.castrol.com/castrol/genericarticle.do?categoryId=8264018&contentId=7007302> [consultado em 15 Abril de 2008].
- CLIFT, R., 1993, Pollution and waste management I: cradle-to-grave analysis. *Science in Parliament*, 50 (3): 29.
- CLIFT, R., WRIGHT, L., 2000. Relationships between Environmental Impacts and Added Value along the Supply Chain. *Technological Forecasting and Social Change*, 65 (3), 281-295.
- CLIFT, R., DOIG, A., FINNVEDEN, G., 2000. The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management, Part I – Methodology. *Transactions of Institution of Chemical Engineers, Part B: Process Safety and Environmental Protection*, 78, 279-287.
- CLOONAN, M., HEARINGER, A., MATARAZZO, B., MURPHY, M., OSBORNE, M., 1999. The use of cost-benefit analysis in funding continuing education: steering the fifth wheel. *International Journal of Lifelong Education*, 18 (6), 492-504.
- COMISSÃO DE COORDENAÇÃO E DESENVOLVIMENTO REGIONAL DE LISBOA E VALE DO TEJO (CCDR-LVT), 2006. *Planos de Monitorização e Programas para a melhoria da qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo* - Edição Revista. Lisboa.

COMUNIDADE ECONÓMICA EUROPEIA, 1975a. Directiva n.º 75/442/CEE do Parlamento Europeu e do Conselho, *relativa aos resíduos*. Jornal Oficial n.º L 194 de 25/07/75 39-41. Luxemburgo: CEE.

COMUNIDADE ECONÓMICA EUROPEIA, 1975b. Directiva n.º 75/439/CEE do Parlamento Europeu e do Conselho, *relativa à eliminação dos óleos usados*. Jornal Oficial n.º L 194 de 25/07/75 39-41. Luxemburgo: CEE.

COMISSÃO EUROPEIA, DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE, 1999. *EU focus on waste management*. Luxemburgo: Comissão das Comunidades Europeias. ISBN 92-828-4825-6. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/waste/publications/pdf/eufocus_en.pdf [consultado em 28 de Maio de 2008].

COMISSÃO EUROPEIA, DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE, 2000a. *Developing the Foundation of Integrated Product Policy in the EU*. Bruxelas: Comissão das Comunidades Europeias. Disponível em: http://ew.eea.europa.eu/media_server/files/O/P/ipp_foundation.pdf [consultado em 25 de Maio de 2008].

COMISSÃO EUROPEIA, DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE, 2000b. *Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste*. Bruxelas: Comissão das Comunidades Europeias. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/econ_eva_landfill.htm [consultado em 2 de Junho de 2008].

COMISSÃO EUROPEIA, DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE, 2001. *Critical Review of Existing Studies and Life Cycle analysis on the Regeneration and Incineration of Waste Oils*. Bruxelas: Comissão das Comunidades europeias. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/oil/waste_oil.htm [consultado em 5 de Abril de 2008].

COMISSÃO EUROPEIA, DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE, 2001a. *Livro Verde sobre a Política Integrada Relativa aos Produtos*. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/ipp/2001developments.htm> [consultado em 10 de Agosto de 2008].

CURRAN, M.A., 1996. *Environmental Life-Cycle Assessment*. New York: McGraw-Hill. ISBN 0-07-015063-X.

CURRAN, M.A., 2007. Studying the Effect on System Preference by Varying Coproduct Allocation in Creating Life-Cycle Inventory. *Environmental Science Technology*, 41 (20), 7145–7151.

DEPARTMENT FOR ENVIROMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS (DEFRA), 2001. *UK Waste Oils Market 2001*. Oakdene Hollins Ltd.

DEPARTMENT FOR ENVIROMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS (DEFRA), 2007. *Waste Strategy for England. Executive Summary*. Disponível em: <http://www.defra.gov.uk/environment/waste/strategy/strategy07/pdf/waste07-summary.pdf> [consultado em 3 de Outubro de 2008].

DIXON, J., SCURA, L., CARPENTER, R., SHERMAN, P., 1994. *Economic Analysis of Environmental Impacts*. London: Earthscan Publications Ltd, London.

DREYER, L.C., HAUSCHILD, M. Z., SCHIERBECK, J., 2006. A framework for social life cycle impact assessment. *International Journal of LCA*, 11 (2), 88-97.

DUNK, S.A., 2004. Product life cycle cost analysis: the impact of customer profiling, competitive advantage, and quality of IS information. *Management Accounting Research*, 15 (4), 401-414.

ELLRAM, L.M., 1995. Total cost of ownership: an analysis approach for purchasing. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management*, 25 (8), 4-23.

EMBLEMSVÅG, J., 2001. Activity-based life-cycle costing. *Managerial Auditing Journal*, 16 (1), 17-27.

EPEM S.A - Environmental Planning, Engineering & Management, 2005. *Innovative Collection System & Life Cycle Assessment for Waste Lube Oils. Layman's Report*. Atenas: EPEM. Project LIFE 02/ENV/GR/360. Disponível em: http://www.epem.gr/icol/pdfs/Layman_en.pdf [consultado em 8 de Setembro de 2008].

FERREIRA, J.V.R., 2004. *Análise de Ciclo de Vida dos Produtos*. Cadeira Gestão Ambiental. Instituto Politécnico de Viseu.

FINNVEDEN, G., 1997. Valuation methods within LCA - Where are the values?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2 (3), 163-169.

FINNVEDEN, G., 2000. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5 (4), 229-238.

FINNVEDEN, G., MOBERG, A., 2005. Environmental systems analysis tools - an overview. *Journal of Cleaner Production*, 13 (12), 1165-1173.

FORMOSINHO, S.J., PIO, C.A., BARROS, J.H., CAVALHEIRO, J.R., 2000. *Parecer Relativo ao Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos*. Comissão Científica Independente de Controlo e Fiscalização Ambiental da Co-Incinerção. Disponível em: <http://paginas.fe.up.pt/~jotace/cci/Relatorio/Rcom.pdf> [consultado em 13 de Julho de 2008].

- FORMOSINHO, S., CAVALHEIRO J., PIO, C., 2005. *Relatório de actualização dos processos de co-incineração de resíduos em articulação com os CIRVER*. Disponível em: http://www.portugal.gov.pt/NR/rdonlyres/8708474F-EC12-4386-8364-6ABCEB626F69/0/Relatorio_Coincineracao.pdf [consultado em 14 de Julho de 2008].
- FRANK, R., H., 2000. Why Is Cost-Benefit Analysis So Controversial?. *Journal of Legal Studies, University of Chicago Press*, 29 (2), 913-30.
- GOEDECKE, M., THERDTHIANWONGA, S., GHEEWALA, S.H., 2007. Life cycle cost analysis of alternative vehicles and fuels in Thailand. *Energy Policy*, 35, 3236-3246.
- GEIR - GROUPEMENT EUROPEEN DE L'INDUSTRIE DE LA REGENERATION, 2005. *Ecological and energetic assessment of re-refining used oils to base oils: Substitution of primarily produced base oils including semi-synthetic and synthetic compounds*. Final Report. Heidelberg (Germany) ifeu. Disponível em: <http://www.noranews.org/attachments/files/106/IFEUReportLongVersion.pdf> [consultado em 5 de Agosto de 2008].
- HUNKELER, D., REBITZER, G., 2005. The Future of Life Cycle Assessment. *International Journal of LCA*, 10 (5), 305-308.
- HUNKELER, D., 2006. Societal Life Cycle Assessment: a methodology and case study. *International Journal of LCA*, 11 (6), 371-382.
- INTERNATIONAL ELECTROTECHNICAL COMMISSION (IEC), 2004. IEC 60300-3-3, *Dependability Management - Part 3: Application guide – section 3: Life Cycle Costing*. Geneva (Switzerland): International Electrotechnical Commission.
- INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION (ISO), 2000-2001. International Standard ISO 15663: *petroleum and natural gas industries – life cycle costing*. Geneve (Switzerland): International Standards Organization.
- INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION (ISO), 2003. International Standard ISO 14047: *“Environmental management — life cycle impact assessment: examples of application of ISO 14042”*, Geneva (Switzerland): International Organization for Standardization.
- INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION (ISO), 2006a. International Standard ISO 14040: *“Environmental management – Life cycle assessment –Principles and framework”*. 2ª edição. Geneve (Switzerland): International Standards Organization.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION (ISO), 2006b. International Standard ISO 14044: "Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines". 1ª Edição. Geneve (Switzerland): International Standards Organization.

KAWAUCHI, Y., RAUSAND M., 1999. *Life Cycle Cost analysis in oil and chemical process industries*. Disponível em: <http://www.ntnu.no/ross/reports/lcc.pdf> [consultado em 10 de Outubro de 2008].

KLÖPPFER, W., 2003. Life Cycle Based Methods for Sustainable Product Development. *International Journal of LCA*, 8 (3), 157-159.

KORPI, E., ALA-RISKU, T., 2008. Life cycle costing: a review of published case studies. *Managerial Auditing Journal*, 23 (3), 240-261.

KOUFODIMOS, G., SAMARAS, Z., 2002. Waste Management Options in Southern Europe using field and experimental data. *Waste Management*, 22 (1), 47-59.

LARSSON J., 2006. *A Case Study of Bioethanol Production from Cereals in Sweden – A Cost-Benefit Approach*. Thesis (MSc). Cranfield University at Silsoe.

LINDHOLM, A., SUOMALA, P., 2004. *The possibilities of life cycle costing in outsourcing decision making*. In: Seppä, M., Järvelin, A-M., Kujala, J., Ruohonen, M., Tiainen, T. (Eds), *Proceedings of e-Business Research Forum eBRF*, Tampere, Finland, 226-241.

LICHTENVORT, K., REBITZER, G., HUPPES, G., CIROTH, A., SEURING, S., SCHMIDT, W-P., GUNTHER, E., HOPPE, H., SWARR, T., HUNKELER, D., 2008. History of Life Cycle Costing, Its Categorization, and Its Basic Framework. In: *Hunkeler, D., Lichtenvort, K., Rebitzer, G., (editors): Environmental Life Cycle Costing. Editors. New York: Taylor Francis Group*, 1-16.

MARTINHO, M.G.M., GONÇALVES, M.G.P., 2002. *Gestão de Resíduos*. 1ª edição, 2ª impressão, Lisboa: Universidade Aberta, ISBN: 972-674-296-X.

METRO DO PORTO, S.A., 2008. *Avaliação do Impacto Global da 1ª Fase do Projecto do Metro do Porto*. Porto.

MAOTDR - MAOTDR, 2006. *Lei-Quadro dos Resíduos*. Decreto-Lei n.º 178/2006, 5 de Setembro.

MAOTDR - MAOTDR, 2007. *Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos II*. Portaria n.º 187/2007, 12 de Fevereiro.

MINISTRY OF ENVIRONMENT OF AUSTRALIA, 2006. *Used oil - health & environmental impacts. Guidelines for safe exposure levels of chemicals in used oil*. Disponível em: <http://www.oilrecycling.gov.au/pubs/factsheet-3.pdf> [consultado em 6 de Fevereiro de 2009].

MINISTRY OF ENVIRONMENT OF NEW ZEALAND, 2000a. *Assessment of the effects of combustion of waste oil, and health effects associated with the use of waste oil as a dust suppressant*. Final Report. Bank Direct Centre, 13-15 College Hill, PO Box 821, Auckland, New Zealand. Disponível em: <http://www.mfe.govt.nz/publications/waste/used-oil-dust-suppressant-aug00.pdf> [consultado em 6 de Fevereiro de 2009].

MINISTRY OF ENVIRONMENT OF NEW ZEALAND, 2000b. *Used Oil Recovery, Reuse and Disposal in New Zealand: Issues and Options*. Wellington, New Zealand. Disponível em: <http://www.mfe.govt.nz/publications/waste/used-oil-recovery-dec00.pdf> [consultado em 7 de Fevereiro de 2009].

NAKAMURA, S., KONDO, Y., 2006a. Hybrid CCV of Appliances with Different Energy Efficiency. *International Journal LCA*, 11 (5), 305-314.

NAKAMURA S., KONDO Y., 2006b. A waste input-output life-cycle cost analysis of the recycling of end-of-life electrical home appliances. *Ecological Economics*, 57, 494 – 506.

NEW SOUTH WALES TREASURY, 2004. *Total Asset Management - Life Cycle Costing Guideline*. ISBN 0 7313 3325 X. Disponível em: <http://www.treasury.nsw.gov.au/> [consultado 28 de Janeiro de 2009].

NIXON, H. e SAPHORES, J.D., 2002. "Used Oil Policies to Protect the Environment: An overview of Canadian Experiences". In: *Volume 1 of Conferences Proceedings of the Third International Conference on Traffic and Transportation Studies, Guillin, People's Republic of China, July 23-25*. K. Wang, G. Xiao, L. Nie, and H. Young editors. Published by the ASCE. Disponível em: <http://www.uctc.net/papers/666.pdf> [consultado em 13 de Janeiro de 2009].

NORRIS, G., 2001. Integrating life cycle cost analysis and LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6 (2), 118-120.

OCDE, 2005. *Improving Recycling Markets*. Environment Policy Committee. Working Group on Waste Prevention and Recycling. Disponível em: <http://www.oecd.org/dataoecd/24/14/35582045.pdf> [consultado em 28 de Abril de 2008].

OCDE, 2006. *Cost-Benefit Analysis and the environment: Recent Developments* - ISBN 92-64-01004-1. Disponível em: http://www.angra.uac.pt/ggcn/downloads/mgcn_ah_2008_acb.pdf [consultado em 3 de Maio de 2008].

OGDEN, J.M., WILLIAMS, R.H., LARSON, E.D., 2004. Societal lifecycle costs of cars with alternative fuels/engines. *Energy Policy*, 32 (1), 7-27.

- PATIN, S., CASCIO, E., 1999. *Environmental Impact of the Offshore Oil and Gas Industry*. New York: EcoMonitor Publishing, 425 pages. ISBN: 0-9671836-0-X.
- PENNINGTON, D.W., POTTING, J., FINNVEDEN, G., LINDEIJERD, E., JOLLIETE, O., RYDBERG, T., REBITZER, G., 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environmental International*, 30 (5), 721-739
- PEREIRA, F. A., 2004. *Ilusões e paradoxos da reciclagem: o caminho da desmaterialização da economia*. Revista Águas e Resíduos, n.º 5 e 6 Série II. APESB 56-75.
- PINTO, J.P., 2007. *AS RELAÇÕES WIN-WIN - O pensamento certo no sucesso pessoal e empresarial*. Disponível em: http://www.leanthinkingcommunity.org/livros_recursos/artigo_relacoes_win-win.pdf [consultado em 10 de Fevereiro 2009].
- POSTLE M., MARKANDYA, A., BOYD, R., HICKMAN, M., 1999. *Induced and Opportunity Cost and Benefit Patterns in the Context of Cost-Benefit Analysis in the Field of Environment*. Final Report. Risk & Policy Analysts/Metroeconomica. UK.
- POWELL, J.C., PEARCE, D. e BRISSON, I., 1995. *Valuation for Life Cycle Assessment of Waste Management Options*. Report for the Department of the Environment. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia and University College London.
- RAHEJA, G., 1991, *Assurance Technologies*, McGraw-Hill, Inc., NY.
- REBITZER G., 2002. Integrating life cycle costing and life cycle assessment for managing costs and environmental impacts in supply chains. In: *Seuring S, Goldbach M, editors. Cost management in supply chains*. Heidelberg: Physica-Verlag; 128-46.
- REBITZER G., 2003. Methodology and Application of Life Cycle Costing. *International Journal of LCA*, 8 (2) 110-111.
- REBITZER, G., HUNKELER, D., 2003. Life Cycle Costing in LCM: Ambitions, Opportunities and Limitations. *International Journal of LCA*, 8 (5), 253-256.
- REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., HUNKELER, D., NORRIS, G., RYDBERG, T., SCHMIDT, W.P. SUHH, S., WEIDEMAI, B.P., PENNINGTON, D.W., 2004. Life Cycle Assessment – Part 1: Framework, Goal & Scope Definition, Inventory Analysis, and Applications. *Environment International*, 30 (5), 701-720.
- REBITZER, G., NAKAMURA, S., 2008. Environmental Life Cycle Costing. In: *Hunkeler, D., Lichtenvort, K., Rebitzer, G., (ed.): Environmental Life Cycle Costing. Editors. New York: Taylor Francis Group*, 35-57.

- REICH, M.C., 2005. Economic assessment of municipal waste management systems - case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). *Journal of Cleaner Production*, 13 (3), 253-263.
- ROTH, I.F., AMBS, L.L., 2004. Incorporating externalities into a full cost approach to electric power generation life-cycle costing. *Energy*, 29 (12-15), 2125–2144.
- RUDENAUER, I., GENSCHE, C.O., GRIEßHAMMER, R., BUNKE, D., 2005. Integrated Environmental and Economic of Products and Processes - A Method Eco-efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9 (4), 6-8.
- RUSSO, M.A.T., 2003. *Tratamento de Resíduos Sólidos*. Textos de apoio aos alunos da disciplina de TRS. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra. Disponível em: http://www1.ci.uc.pt/mhidro/edicoes_antigas/Tratamentos_Residuos_Solidos.pdf [consultado em 27 de Agosto de 2008].
- RUSSO, M.A.T., 2005. *Avaliação dos Processos de Transformação de Resíduos Sólidos Urbanos em Aterro Sanitário*. Tese de Doutoramento (PhD) em Engenharia Civil. Escola de Engenharia, Universidade do Minho. Disponível em: <http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/7126/1/TESE%20PhD%20Vers%C3%A3o%20Final.pdf> [consultado em 27 de Agosto de 2008].
- SALHOFER, S., WASSERMANN, G., BINNER, E., 2005. Strategic environmental assessment as an approach to assess waste management systems. Experiences from an Austrian case study. *Environmental Modelling & Software*, 22 (5), 610-618.
- SANTOS, R., MARTINHO, S., ANTUNES, P., 2001. Estudo sobre Sector Eléctrico e Ambiente, 2º Relatório - Avaliação Económica dos Impactes Ambientais do Sector Eléctrico, Ecoman, DCEA-FCT/UNL, Monte de Caparica.
- SCHIMDT, W.P., 2003. Life Cycle costing as part of design for environment: environmental business cases. *International Journal of LCA*, 8 (3), 167-174.
- SHAPIRO S., 2008. Evaluating the benefits and costs of regulatory reforms: What questions need to be asked?, *Evaluation and Program Planning*. 31(3), 223-230.
- SOGILUB, 2006. *Unidade de regeneração de Óleos Usados em Portugal – Estudo de Viabilidade Técnica*. Lisboa
- SOGILUB, 2008. *Relatório Anual de Actividades 2007*. Lisboa.

- SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC), 2008. *Environmental Life Cycle Costing*. Editors David Hunkeler, Kerstin Lichtentvort e Gerald Rebitzer. New York: Taylor Francis Group. ISBN: 1-880611-38-X.
- STENN, B., HOPPE, H., HUNKELER, D., LICHTENVORT, K., SCHMIDT, W-P., SPINDLER, E., 2008. Integrating External Effects into Life Cycle Costing. In: *Hunkeler, D., Lichtenvort, K., Rebitzer, G., (ed.): Environmental Life Cycle Costing. editors. New York: Taylor Francis Group, 59-76.*
- TCHOBANOGLOUS G, THEISEN H, VIGIL S., 1993. *Integrated Solid Waste Management*. Singapore: McGraw-Hill International Editions.
- TILLMAN, A.M., EKVALL, T., BAUMANN, H., RYDBERG, T., (1994). Choice of System Boundaries in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2(1), 21–29.
- UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W., MÜLLER-WENK, R., 1999. Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of LCA*, 4, 66-74.
- UNEP, 1995. *Technical Guidelines on Used Oil Re-Refining of Other Re-Uses of Previously Used Oil*. Convenção de Basileia: UNEP, ISBN: 92-1-158605-4. Disponível em: <http://www.basel.int/meetings/sbc/workdoc/old%20docs/tech-r9.pdf> [consultado em 25 de Junho de 2008].
- UNITED STATES DEPARTMENT OF ENERGY, 2006. *Used Oil Re-refining Study to Address Energy Policy Act of 2005 Section 1838*, Office of Oil and Natural Gas Office of Fossil Energy U.S. Department of Energy.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1995. *An Introduction to Environmental Accounting as a Business Management Tool: Key Concepts and Terms*. EPA, Washington DC.
- VAN BEUKERING, P. VAN DRUNEN, M., DORNLAND, K., JANSEN, H., 1998. *External Economic Benefits and Costs in Water and Solid Waste Investments - Methodology, Guidelines and Case Studies*. Report number R98/11. IVM/EFTEC. ISBN 90-5383-632-2.
- WARREN, J.L., WEITZ, K.A., 1994. *Development of an Integrated Life-Cycle Cost Assessment Model*. In: *Electronics and the Environment*. IEEE International Symposium on Publication Date: 2-4 May 1994. Center for Economics Research. 155-163. ISBN: 0-7803-1769-6.
- WEITZ, K.A., SMITH, J.K., WARREN, J.L., 1994. Developing a decision support tool for life-cycle cost assessments. *Total Quality Environment Management*, 23-36.

- WHITE AL, SAVAGE D, SHAPIRO KG (1996): Life-Cycle Costing - Concepts and Application. *In: Curran MA (ed.): Environmental Life-Cycle Assessment*. McGraw-Hill, New York, USA, 7.1–7.19.
- WHITLOW, C.F., 2008. *Lubricating Oil*. Disponível em: <http://www.enotes.com/how-products-encyclopedia/lubricating-oil> [consultado em 8 de Abril de 2008].
- WILLIAMS, D.S., SHUKLA, M.K., ROSS, J., 2008. Particulate matter emission by a vehicle running on unpaved road. *Atmospheric Environment*, 42, 3899-3905.
- WOODWARD, D., 1997. Life cycle costing - theory, information acquisition and application. *International Journal of Project Management*, 15 (6), 335-44.
- YASUI, S., 2005. A Critical Review of the Traditional Methodology of Cost-Benefit Analysis and a Proposed Alternative. *Human and Ecological Risk Assessment*, 11, 411-432.